

**Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



Mgr. Tomáš Rejzek

**BIOTOPY VÁZANÉ NA MIGRAČNÍ KORIDOR ÚDOLÍ
TICHÉ ORLICE**

Biotopes associated with migration corridor valley of the Tichá Orlice river
(Eastern Bohemia, Czech Republic)

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Školitel: Prof. RNDr. Pavel Kovář, CSc.

Praha, 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval/a samostatně a že jsem uvedl/a všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 15/8 2013

Podpis

PODĚKOVÁNÍ

Na této stránce mi připadlé milý, ale nelehký úkol poděkovat lidem, kteří mi při zpracování této diplomové práce byli všemožně nápomocní a díky kterým jsem se při tom alespoň něco naučil. Jejich obětavost a trpělivost skutečně neznala mezí, proto jsem v rozpacích, zda je možné vyjádřit svůj dík na několika řádcích.

V první řadě je to Mgr., Ing. Zuzka Michalová (za nedlouho Ph.D.), roztomilá a velice bystrá dívka, která mi fundovaně statisticky zhodnotila terénní data. Velice obětavě a ochotně předělávala analýzy podle dodatečných zadání a také se mě pokoušela do této činnosti zapojit. Chtěl bych mít její hlavu! Takže Zuzko, Viele Danke aneb Ďakujem Vela!!!

Skutečně nekonečnou trpělivost hodnou pedagoga prokázal také Ing. Martin Kačmar Ph.D. (co nevidět), který provedl většinu prací v GIS, během nichž mě do některých pracovních fází s tímto programem zaškolil. Během své vlastní časově náročné pracovní a studijní činnosti průběžně vždy posloužil radou. Jsem vděčný, že jsem mu mohl při práci koukat přes rameno!

Kdyby nebylo dvou výše uvedených kolegů, tato práce by dozajista nemohla vzniknout, a moje terénní zkušenosti by přišly vniveč.

Za průběžné zasvěcování do programu JUICE vděčím Mgr. Jardovi Vojtovi Ph.D., skvělému fytoceologovi, který během své neustávající vytíženosti vždy našel chvíli a poskytnul mi cennou konzultaci.

Mému školiteli Prof. RNDr. Pavlovi Kovářovi C.S.c. vděčím za výběr území, ve kterém se výzkum odehrával, za jistou materiální pomoc za seznámení s některou regionální botanickou a fytoceologickou literaturou a samozřejmě za průběžné čtení různých verzí mé diplomové práce. Díky jemu získala práce lepší stylistický ráz a velmi ubylo překlepů.

Poděkování zasluhuje také Prof. RNDr. Tomáš Herben Ph.D., velký geobotanik, který také projevil zájem o můj diplomový projekt a posloužil několika cennými radami k některým zásadním otázkám této práce. Rovněž mu budiž dík za nasměrování mé osoby k tomuto reálnému tématu (a odklon od původně zamýšleného a podstatně náročnějšího).

Děkuji také Mgr. Martinu Weiserovi (už by také měl být Ph.D.), který rovněž věnoval nemálo času práci s mými daty. Nesmím zapomenout ani na našeho fakulního geoinformatika Ing. Luboši Matějčkově Dr., kterému připadla tradiční úloha tiskaře map, které se přes značné peripetie s přístrojem zhostil, a to velmi ochotně!

Biotopy vázané na migrační koridor údolí Tiché Orlice

ABSTRAKT

Mezi nejzávažnější vývojové změny vegetačního krytu bezesporu náleží expanze a invaze rostlin. Ikdyž jejich iniciátorem je sám člověk, probíhají nadále spontánně a nezadržitelně. Tato práce se zaměřuje na studium průběhu těchto jevů podél řeky Tiché Orlice. Snaží se postihnout současný nebo budoucí dopad na domácí biotu a míru jejího ovlivnění. Zkoumá vliv dvou hlavních migračních cest exotických druhů – železničního koridoru a řeky. Na vzájemných interakcích vybraných ekologických skupin druhů /druhy expanzivní, neofyty, efemeroidy/ prezentuje možné kvalitativní a kvantitativní změny rostlinné složky přirozených biocenóz.

Diplomová práce je zároveň podrobnou vegetační studií vytyčeného úseku řeky. Upozorňuje na fytocenózy zvláště významné svým plošným rozsahem nebo vzácností výskytu. Klasifikaci rostlinných společenstev provádí na podkladě nového národního přehledu vegetace. Ověřuje tím možnost jeho využití k podrobné interpretaci vegetační skladby na úrovni menšího výseku krajiny.

klíčová slova: řeka, Tichá Orlice, vegetace, říční niva, říční krajina, invaze, expanze, neofyty, mokřady, aluviální louky, psárkové louky, olšiny, krajinná ekologie, klasifikace vegetace, botanika, fytocenologie, syntaxon

Biotopes associated with railway corridor in valley of the river Tichá Orlice (Eastern Bohemia, Czech Republic)

ABSTRACT

Expansion, invasion or decline of plant species caused by environmental changes belong to the most important phenomena associated with vegetation cover development. In spite of their often initiation by human activities the above mentioned processes continue then spontaneously and uncontrollably. This study is concentrated to the effect of these mechanisms on the biotope structure along the Tichá Orlice River (Eastern Bohemia, Czech Republic) – in its lowland landscape segment of the canyon character where the second axis of the valley (river flow is the first one) is created by railway line more than 150 years of local history. The case study has the general aim: to treat the present and/or future impact of described trends to plant biota and the degree of its influencing. My diploma thesis investigates functional impact and mutual interaction of the two main migration pathways of exotic species – the T.Orlice river and the railway corridor. It presents qualitative and quantitative changes in plant components of local (semi)natural biotopes by mean of interrelationships among selected ecological groups of species (neophytes, expansive species, and ephemeroids).

At the same time, this diploma thesis represents detailed vegetation study of delimited section of the river lowland. It shows the phytocoenoses important for their area extent within this landscape and/or, on the other hand, for their rarity on regional scale. Classification of plant communities is done on the background of the latest vegetation overview of the Czech Republic (2010). By this scaling it verifies the validity of named overview in the context of vegetation structure interpretation at the level of landscape segment.

Key-words: Tichá Orlice River, vegetation, river lowland, fluvial landscape, neophytes, expansion, invasion, alluvial grasslands, wetlands, foxtail meadows, alder forests, landscape ecology, classification of plant communities, botany, phytocoenology, hierarchy of syntaxons.

1. ÚVOD.....	8
2. CHARAKTERISTIKA ÚZEMÍ.....	11
2.1. Statut, geografické vymezení.....	11
2.2. Geomorfologie.....	12
2.3. Geologie, pedologie	16
2.4. Klimatologie	16
2.5. Hydrologie.....	17
2.6. Fytogeografie	18
2.7. Krajina a její vývoj	19
3. METODIKA.....	21
3.1. Hrubé rozlišení společenstev	21
3.2. Sběr fytocenologického materiálu.....	22
3.2.1. Časové rozvržení, použitá taxonomie	22
3.2.2. Analýza vegetace.....	22
3.2.3. Design sběru fytocenologických dat.....	24
3.2.4. Objekt studia.....	27
3.3. Klasifikace vegetace	29
3.3.1. Terénní klasifikace	29
3.3.1.1. Syntaxonomická nomenklatura.....	29
3.3.1.2. Identifikace fytocenóz	29
3.3.2. Numerická klasifikace	31
3.4. Statistické zpracování dat	32
3.4.1. Příprava dat.....	32
3.4.2. Statistické analýzy.....	34
3.5. Datové výstupy.....	35
4. VÝSLEDKY.....	36
4.1. Vegetace údolí Tiché Orlice	36
4.2. Výskyt ekologických skupin druhů v prostoru říční nivy	48
4.2.1. Závislost na typu vegetace.....	48
4.2.2. Závislost na krajinných a environmentálních parametrech	52
5. DISKUZE.....	55
5.1 Metodika.....	55
5.1.1. Sběr fytocenologického materiálu	55
5.1.2. Klasifikace vegetace.....	62

5.2. Výsledky.....	75
5.2.1. Vegetace studovaného úseku.....	75
5.2.2. Ekologické skupiny druhů.....	91
5.3. Komentář k vybraným druhům	112
6. ZÁVĚR.....	115
7. LITERATURA.....	119

1. ÚVOD

Člověk od nepaměti přetváří krajinu, ve které žije, a upravuje si tak životní prostředí podle svých představ a potřeb. Nedílnou součástí jeho činnosti je komunikace a doprava. Růst lidské populace a s ním stále rostoucí potřeba přepravy materiálu i lidí samotných vedla k rozmachu železnice jakožto prvního masového ryze technického dopravního prostředku. Její technická specifika vyžadovala vedení tratí terénem s co nejmenším převýšením, proto často doprovázejí střední a dolní úseky vodních toků. To je případ také řeky Tiché Orlice, podél níž byla vystavěna transversální dráha, která je dosud nejfrekventovanější železniční tepnou v ČR, provozovanou již od r. 1845. Zejména liniové dopravní stavby přispívají k šíření rostlinných druhů na velké vzdálenosti včetně těch, které v květeně daného území tvoří exotický element. Železniční dráha tak není pouze komunikační prostředek vložený do krajiny, ale též faktor ovlivňující vegetaci geograficky odlišných oblastí. Její vliv na šíření rostlinných druhů je natolik významný, že moderní botanika označuje tento typ migrace speciálním termínem jako „ferroviatickou“.

Zvolený úsek tratě prochází říční nivou převážně sevřenou v hlubokém údolí. Díky tomu blízko sousedí s neméně zajímavou přírodní migrační cestou – řekou. Dochází tak k souběhu a vzájemnému protínání dvou zcela odlišných ekotopů. Na ně navazuje komplex ekologicky úzce propojených přirozených či přírodě blízkých stanovišť, jejichž tvar a vegetační kryt jsou ovlivněny historickým i současným působením člověka a mohou mít naopak funkci konzervační ve vztahu k druhům indikujícím nízkou narušenost nebo dokonce původnost vegetační složky krajiny. Vzájemná interakce zmíněných dvou funkčně odlišných typů stanovišť byla důvodem, proč bylo toto území vybráno jako vhodný objekt ke studiu dvou nejaktuálnějších trendů v krajinné ekologii – apofytizace a invaze – a jejich vlivu na autochtonní ekosystémy. Další motivace pro zadané téma diplomové práce byla praktická: naplánovaná konstrukční inovace železničního koridoru včetně ražby dvou tunelů mezi Chocní a Ústím nad Orlicí počínaje rokem 2011 – ta by bezesporu razantně ovlivnila současný stav vegetace v nivě podél železniční osy a meandrující řeky. Ekonomická krize prozatím zabránila plánovanému termínu výstavby tunelů a zredukovala zásah pouze na lokální stavbu „průjezd železničním nádražím v Ústí nad Orlicí“ (start stavby na jaře 2013). Ta je hraničním bodem ohraničujícím území z východu a přímo do studovaného úseku nivy nezasahuje.

Zájmové území pro terénní průzkum nebylo zvoleno pouze s ohledem na železnici. Údolí Tiché Orlice často navštěvoval již Domin, který jako první zdůraznil jeho význam jakožto

důležité migrační cesty panonských resp. karpatských rostlin v postglaciálu. Publikoval odtud řadu botanických příspěvků se zaměřením na fytogeografii (např. Domin 1940). Ještě před Dominem se však zabýval fytogeografickým významem tohoto území Schustler (1940), zejména ve vztahu ke xerothermní květeně. V pozdější době se migracemi a vznikem nových synantropních společenstev podél říčních linií v povodí Orlice zabýval Kopecký (např. Kopecký 1970a, b) a vlivem železniční dopravy v této oblasti Procházka et Kovář (1976).

Velice významným počinem české botaniky v současné době je vydání nového národního přehledu vegetace (viz Chytrý 2007, 2009, 2011). V této práci je zásadním východiskem pro syntaxonomickou analýzu území. Pokouší se tak ověřit praktické možnosti formalizovaného systému za současného použití klasických fytocenologických metod. Výstupy moderně pojaté vegetační studie jsou v rámci tohoto projektu využity k interpretaci vybraných charakteristik vegetačního krytu v závislosti na vlivu hlavních krajinných struktur.

Úvod napovídá, že diplomová práce sestává ze dvou tématických okruhů, které je možno označit jako fytocenologický a krajinně-ekologický. Tato rozdílnost v rozměrové škále klade zvýšené nároky na jejich propojení a volbu vhodných metodických postupů. Z těchto důvodů je otázkám designu celé práce a problematice klasifikace vegetace věnována větší část diskuze než je pro tento typ prací obvyklé. Vzhledem k tomu, že se jedná o poslední úsek hlavního železničního koridoru Praha – Česká Třebová, který je navržen k modernizaci a úpravě vedení trati a který má vysokou přírodní hodnotu, snaží se práce také upozornit na možná rizika degradace ekosystémové diverzity této krajiny.

Práce si klade za cíl zodpovědět 2 okruhy následujících otázek:

- která rostlinná společenstva se ve zvoleném úseku říční nivy vyskytují?
- která společenstva jsou významná svou rozlohou?
- která společenstva jsou zvláště významná z hlediska ochrany přírody? Která jsou nejvíce postižena činností člověka?
- která společenstva mají největší a která nejmenší druhovou diverzitu?
- postihuje nový národní přehled vegetace dostatečně její variabilitu na úrovni této krajiny? Případně jaké nevýhody se při jeho aplikaci projeví?
- jaká je vazba expanzivních, invazivních a efemeroidních druhů na typy vegetace (kromě vodních a bahenních)?

- jaký je vliv těchto ekologických skupin druhů na druhovou diverzitu nivní vegetace?
- jaká je závislost jejich výskytu na řece a železnici?
- jaká je závislost výskytu mezi uvedenými ekologickými skupinami druhů navzájem?
- jakým způsobem působí dvě hlavní liniové struktury na ekologickou vyváženost krajiny?

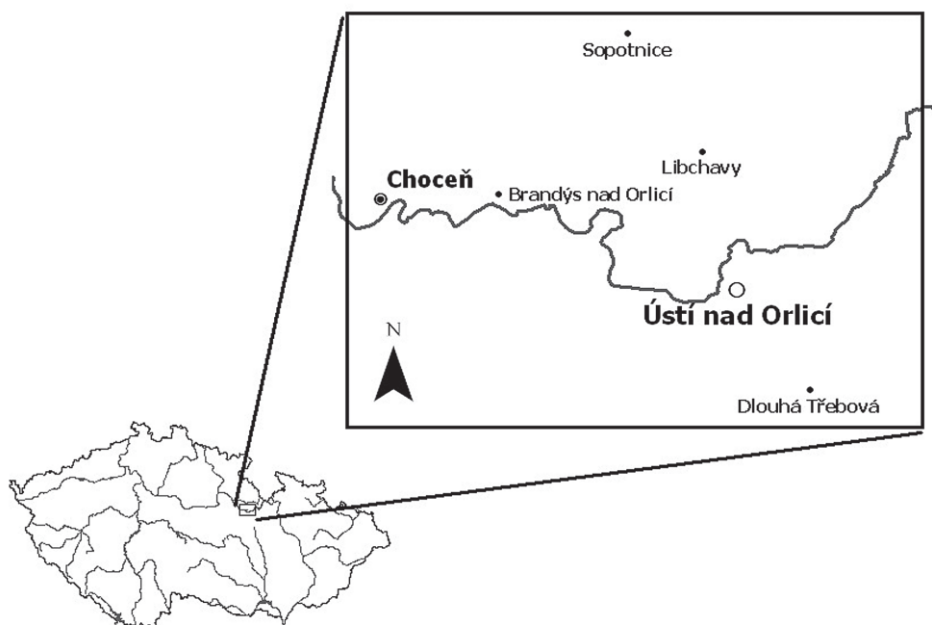
2. CHARAKTERISTIKA ÚZEMÍ

2.1. Statut, geografické vymezení

Údolí řeky Tiché Orlice, kterým se zabývá tato práce, leží mezi městy Choceň, Brandýs nad Orlicí a Ústí nad Orlicí, okres Ústí n. Orlicí. Konkrétně zde zpracovaný úsek říční nivy lze ohraničit železným viaduktem přes řeku u Pelin (před původním tunelem) a traťstanicí na začátku průmyslové zóny u Kerhartic (dnes městská část Ústí n. O.). Nadmořská výška se pohybuje v rozmezí 290–318m. Délku údolí lze odhadnout na 13,5km. Údolí je též velmi významný přepravní koridor – souběžně s řekou jde nejfrekventovanější železniční koridor č. 010. Na státní mapě odvozené v měřítku 1 : 10 000 se nachází na listech 14-31-09, 14-31-10, 14-32-06 a 14-32-11.

V roce 1996 zde byl zřízen přírodní park Orlice (cf. Faltysová et Barta 2002). Tento úsek Tiché Orlice není evropsky významnou lokalitou, ikdyž lesnaté svahy po obou stranách mezi Pelinami a Sudislaví jsou součástí EVL Brandýs /CZ 0530501/, do které náleží jen malá částí říční nivy u Brandýsa n. O. Převážná část je vedena také jako migračně významné území.

Lokalita je součástí bioregionu 1.39 Svitavského, který je charakteristický průlomovými údolními a opukovými hřbety (Culek, 1993, 1995). Culek (2005) zde rozlišil biochory 3UD a 4UD Výrazná údolí v opukách 3. a 4. v. s. V rámci sítě střeoevropského mapování vegetace leží lokalita v kvadrátech 6064a; 6063a,b a 5963d.



Obrázek 1: poloha studovaného úseku Tiché Orlice (orig.: Kovář et al. 2007).

2.2. Geomorfologie

Demek et Mackovčín (2006) člení sledované území takto:

provincie Česká Vysočina

soustava (subprovincie) VI Česká tabule

podsoustava (oblast) VIC Východočeská tabule

celek VIC-3 Svitavská pahorkatina

podcelek VIC-3A Českotřebovská vrchovina

okrsek VIC-3A-3 Kozlovský hřbet

Demek (1965) tuto oblast označuje jako Třebovské mezihoří a přiřazuje k vyššímu chorionu Sudetská soustava.

Tichá a Divoká Orlice prorážejí epigeneticky hřebety potštejnské a litické antiklinály a směřují k západu. Tečou v kvartéru napříč geologickou strukturou, protínajíce svými údolními elevace Hřebečovského a Kozlovského hřbetu. Jen vzácně jsou doprovázeny spodními pleistocenními terasami (Demek 1965).

Kozlovský hřbet představuje silně rozčleněný erozně-denudační povrch v oblasti asymetrické potštejnské antiklinály, s výraznými strukturně podmíněnými tvary odkrytého granodioritového jádra potštejnské antiklinály na S. Je prořatý hluboce zaříznutým antecedentním údolím Tiché Orlice (Demek et Mackovčín 2006).

fluviální tvary reliéfu

Údolí Tiché Orlice je na středním úseku řeky. Má převážně typický neckovitý průřez. Kromě vlastní řeky je tvořeno dvěma hlavními produkty její historické i současné činnosti – **aluvium** a říční nivou. Štěrba (2008) chápe aluvium jako sedimenty, které přinesla současná řeka (tedy v holocénu) a **říční nivu** jako čtvrtohorní náplavovou rovinu, tedy nejmladší akumulaci stupeň, který tvoří na aluviálním podkladu půdní horizont. Štěrkaopískové lavice v korytě řeky řadí k aluviu. Vytyčený úsek říční nivy má největší akumulaci pleistocenních štěrkaopískových teras v povodí počínaje Brandýsem n. O., kde jejich mocnost dosahuje 20m (Balatka et Sládek 1965).

Smolová et Vitek (2007) popisují několik fluviálních morfologických tvarů, z nichž některé se vytvářejí také v zájmovém území. Především jsou to meandry koryta řeky. Činné původní meandry jsou však dochovány jen na malém úseku u Perné a Bezpráví. Většina toku je zregulována a fragmenty původního koryta se dochovaly v podobě mrtvých ramen.

Nápadným projevem erozně-akumulační činnosti řeky jsou štěrkové lavice. Tyto se tvoří na jesepních částech meandrů. Foto 1 dobře dokumentuje snahu o samovolné překládání koryta projevující se tvorbou břehových nátrží, které Rubín (1986) označuje jako abrazní srub.



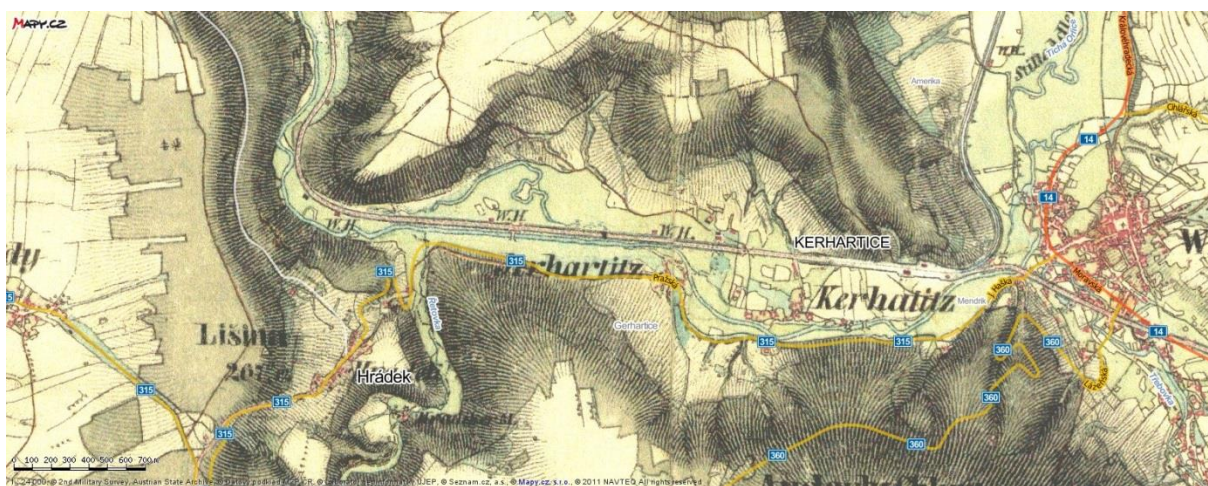
Foto 1: abrazní srub v meandru řeky u Bezpráví.

antropogenní tvary reliéfu

Podle uceleného přehledu Kirchnera et Smolové (2010) lze v údolí T. Orlice popsat řadu antropogenních geomorfologických tvarů, které vznikly většinou agradací reliéfu. Bezesporně nejvýraznějším lidským výtvozem je násep železniční dráhy. Jeho význam v krajině jakožto cizorodého ekotopu a možný vliv na biotu je umocněn rozměry této liniové stavby, které umožňují dvoukolejný provoz a navíc musí dostatečně převyšovat říční nivu. S dráhou souvisí také degradační modelace terénu jako např. odkopy a tunel. Alespoň částečné propojení částí nivy oddělených náspem zajišťují propustky a mosty. Mezi tvary s rekreační funkcí lze řadit především asfaltovou cyklostezku, která je vedena celým údolím podél žel. dráhy nebo u paty svahu. U Mítkova a Brandýsa n. O. jsou též sportovní hřiště. Oba posledně jmenované tvary jsou tvořeny navážkou alochtonního materiálu a v současné době se podílejí nebo se výhledově mohou podílet na synantropizaci tohoto území. Město Brandýs n. O. představuje větší sídelní plošinu, která zasahuje také do původního inundačního území řeky. V údolí jsou též roztroušeny obytné a rekreační stavby, které vyžadovaly menší úpravy terénu.

Velmi charakteristické jsou vodohospodářské tvary přímo související s vodním tokem. Nejrazantnějším lidským zásahem do této krajiny bylo přeložení řeky do nového umělého koryta. Z tohoto pohledu se jedná ve skutečnosti o vodní kanál. Koryto je zpravidla částečně zpevněné a díky vegetačnímu pokryvu splývá s okolní krajinou. U Perné je na pravém břehu vybudována ochranná hráz, která omezuje záplavový režim. Neregulovaný zůstal jen malý úsek u Bezpráví. Na současném toku se dochovalo několik náhonů menších průmyslových provozů (u Brandýsa n. O., Pelin, Mítkova, Hradníků, Perné). Většinou mají vytvořen vegetační doprovod jako hlavní koryto. U Hradníků je vybudován široký jez.

Z vodních nádrží má největší rozlohu Panský rybník. Většinu stojatých vod však tvoří izolované úseky původních meandrů doprovázené dřevinou vegetací.



Obrázek 2: mapa II. vojenského mapování z let 1836–1852 krajiny okolo Tiché Orlice u Ústí n.O. s vyznačením současné silniční sítě. Mapa již zachycuje železniční trať a napřímené koryto řeky. Tehdy nově vytvořené mrtvé meandry ještě nebyly fragmentovány. Zdroj: laboratoř geoinformatiky FŽP UJEP.

biogeomorfologické jevy

Poněkud netypickým, avšak v poslední době rozvíjejícím se trendem v geomorfologii je výzkum vlivu vegetace na morfologii terénu, a to především mrtvého i živého dřeva. Nejvýznamněji dendrogeomorfologické jevy působí v říční krajině v součinnosti s vodní plochou. Tak je tomu i v údolí Tiché Orlice.

Oproti dřívějším názorům tento materiál tvoří důležitou komponentu vodních ekosystémů. Co do formy se jedná o materiál od drobných větviček až po celé mohutné stromy o objemu několika m³. Vegetace významně ovlivňuje hydromorfologické procesy v korytech vodních toků. Hustý kořenový systém většinou účinně chrání půdu a fluvialní sedimenty před erozí a snižuje tak přísun materiálu do koryta. Říční dřevo se podílí na tvorbě morfologie koryta i

celé říční síť, a to především změnou hydraulických poměrů toku. Také podporuje jeho biologické oživení a zlepšuje kyslíkový režim (Máčka et Krejčí 2006).

V korytě Tiché Orlice vzniká autochtonní říční dřevo především erozní činností proudu. Grešková et Lehotský (2007) popisují proces jeho tvorby, při kterém je podemlán kořenový systém, vytváří se břehové výklenky s podkořenovými kapsami až dojde k pádu stromu do koryta. Proudění vody je ovlivňováno také keřovými vrbami, jejichž dlouhé větve přesahují do toku a zachytávají drobnější materiál. Povodně často donášejí alochtonní říční dřevo smíchané s jiným různorodým materiálem (menší vegetace, odpadky,...), který se zachytává hlavně u břehů o kmeny stromů a vytváří mohutné nápěchy. K akumulaci i erozi dochází především v meandrech, na rovných úsecích jen minimálně. Většina říčního dřeva je však z koryta člověkem odstraňována.

Mezi říční dřevo se počítají také dřeviny (všechny jejich části) padlé do stojaté vody. Podílí se tak na procesu zazemňování. Jak ilustruje foto 2, ideálním příkladem jsou mrtvé meandry mezi Pelinami a Mítkovem, ve kterých se hromadí i celé kmeny. V dlouhodobém měřítku tak přetvářejí morfologii terénu, mění ekologické parametry stanoviště a iniciují tak celkovou změnu biocenózy. V současné době má říční dřevo také stabilizační funkci pro společenstva pleustofyt vyskytujících se na hladině stojatých ale i mírně tekoucích vod.



Foto 2: typická ukázka mrtvého meandru vytvořeného člověkem napřímením původního koryta; na zazemňování vodní plochy se podílejí celé kmeny.

2.3. Geologie, pedologie

Českotřebovská vrchovina je utvářena na slínovcích, jílovcích prachovcích, pískovcích svrchní křídly, s horninami letovického krystalinika a granodiority. Přítomny jsou lokality neogenních mořských a říčních sedimentů (Demek et Mackovčín 2006). Celé dno údolí Tiché Orlice je vyplněno nivními sedimenty (hlína, písek, štěrk). Jen fragmentálně v místech mrtvých meandrů jsou uváděny slatiny [1].

Dno údolí vyplňuje fluvizem modální (ČGS 2012). Tomášek (2000) charakterizuje půdní profil na aluviálních sedimentech jako hnědé půdy se surovými půdami. V mrtvých meandrech se akumulací rostlinných zbytků vytvářejí subhydrické půdy.

2.4. Klimatologie

Podle Quitta (1971) zasahuje studované území svou rozhodující částí do klimatických oblastí MT 9 a MT 7. Jejich hlavní charakteristiky uvádí následující tabulka 1. Tolasz (2007) udává průměrnou roční teplotu 7-8°C a průměrný úhrn srážek 700–800mm.

Tabulka 1: parametry chladné klimatické oblasti CH4, které uvádí Quitt (1971).

klimatická oblast	MT 7	MT 9
Počet letních dnů	30 – 40	40 – 50
Počet mrazových dnů	110 – 160	110 – 160
Počet ledových dnů	40 – 50	30 – 40
Průměrná teplota v lednu	-2 – -3	-3 – -4
Průměrná teplota v červenci	16 – 17	17 – 18
Srážkový úhrn ve vegetačním období	400 – 450	400 – 450
Počet dnů se sněhovou pokrývkou	60 – 80	60 – 80

Vegetační kryt představuje aktivní vrstvu, která vytváří specifickou formu vertikálně členěného aktivního povrchu. Ta modifikuje fyzikální vlastnosti přízemní atmosféry takovým způsobem, že vytváří specifický typ mikroklimatu – mikroklima vegetační (Prošek et Rein 1982). Mezo- i mikroklima významně dotváří samotná řeka. Její pufrací vliv se projevuje častou tvorbou mlhy, která tak dosycuje vzduch vodními parami. Díky tomu může probíhat intercepce také na okolních lesnatých svazích.

Studované území zaujímá úsek řeky na říčním kilometru 30-45, č. h. p. (<http://heis.vuv.cz/>). 1-02-02-001. Vlček (1984) udává čistotu vody II.-III. třídy. Území je součástí CHOPAV Východočeská křída. Díky rozdílné pohyblivosti vodních ploch se v této krajině přítomny biotopy lotické (tekoucích vod) i lenické (stojatých vod) (cf. Lellák et Kubíček 1991).

Ačkoliv popisované údolí je zásobováno také horizontálním a vertikálním srážkami, rozhodující vliv na celkovou hydrobilanci má řeka. Ta toto území nejen odvodňuje, ale zároveň zajišťuje dosycování půdního horizontu v suchém období. Vzájemnou a poměrně složitou interakci koryta řeky a navazující inundační zóny popisuje Štěrba (2008). Podle něj je říční aluvium rezervoárem pravé podzemní vody, která v době srážkového deficitu proniká do koryta. Naopak podle výšky hladiny povrchového toku stoupá či klesá hladina podzemní vody v aluviu, která tak může vystoupat až na zemský povrch do terénních depresí. Tento jev je dobře pozorovatelný také podél T. Orlice, kdy za zvýšeného průtoku vznikají v loukách periodické tůně. Tímto mechanismem lze také vysvětlit dosti stabilní výšku vodní hladiny stojatých vodních ploch, které jsou odděleny od koryta vysokou bariérou železničního náspu, a proto nejsou přeplavovány povrchovou vodou. Nepochybně je na něm závislá i existence posledního fragmentu mokřadní olšiny s trvalými tůněmi. Jistým argumentem může být i zjevná čistota stojatých vod, které se průchodem přes aluvium čistí. Zdrojem vody v nivě řeky může být i břehová infiltrace (cf. Štěrba 2008). Do nivy se voda dostává také ve formě ronů, což je dle Karáska (2001) občasná forma povrchového odtoku, který nastává jen při deštích nebo tání sněhu. Nepřehlédnutelná je povodňová činnost řeky projevující se pravidelným vyběžováním zejména na jaře, ovšem výjimkou nejsou ani letní zvýšené průtoky.

Lellák et Kubíček (1991) stratifikují vodní toky v podélném profilu na několik úseků. Na tomto podkladě lze inkriminovaný úsek Tiché Orlice charakterizovat jako ritron, který se vyznačuje příznivým kyslíkovým režimem, převážně proudivou toku a typickou tvorbou šterkových a písčitých lavic. Úpravy koryta však toto členění do značné míry narušily.

2.5. Hydrologie

Povodí Tiché Orlice náleží do úmoří Severního moře.

Studované území zaujímá úsek řeky na říčním kilometru 30-45, č. h. p. 1-02-02-001 (viz [2]). Vlček (1984) udává čistotu vody II.-III. třídy. Území je součástí CHOPAV Východočeská křída. Díky rozdílné pohyblivosti vodních ploch se v této krajině přitomny biotopy lotické (tekoucích vod) i lenické (stojatých vod) (cf. Lellák et Kubíček 1991).

Ačkoliv popisované údolí je zásobováno také horizontálním a vertikálním srážkami, rozhodující vliv na celkovou hydrobilanci má řeka. Ta toto území nejen odvodňuje, ale zároveň zajišťuje dosycování půdního horizontu v suchém období. Vzájemnou a poměrně složitou interakci koryta řeky a navazující inundační zóny popisuje Štěrba (2008). Podle něj je říční aluvium rezervoárem pravé podzemní vody, která v době srážkového deficitu proniká do koryta. Naopak podle výšky hladiny povrchového toku stoupá či klesá hladina podzemní vody

v aluvii, která tak může vystoupat až na zemský povrch do terénních depresí. Tento jev je dobře pozorovatelný také podél T. Orlice, kdy za zvýšeného průtoku vznikají v loukách periodické tůně. Tímto mechanismem lze také vysvětlit dosti stabilní výšku vodní hladiny stojatých vodních ploch, které jsou odděleny od koryta vysokou bariérou železničního náspu, a proto nejsou přeplavovány povrchovou vodou. Nepochybně je na něm závislá i existence posledního fragmentu mokřadní olšiny s trvalými tůněmi. Jistým argumentem může být i zjevná čistota stojatých vod, které se průchodem přes aluvium čistí. Zdrojem vody v nivě řeky může být i břehová infiltrace (cf. Štěrba 2008). Do nivy se voda dostává také ve formě ronů, což je dle Karáska (2001) občasná forma povrchového odtoku, který nastává jen při deštích nebo tání sněhu. Nepřehlédnutelná je povodňová činnost řeky projevující se pravidelným vyběžováním zejména na jaře, ovšem výjimkou nejsou ani letní zvýšené průtoky.

Lellák et Kubíček (1991) stratifikují vodní toky v podélném profilu na několik úseků. Na tomto podkladě lze inkriminovaný úsek Tiché Orlice charakterizovat jako ritron, který se vyznačuje příznivým kyslíkovým režimem, převážně proudivou toku a typickou tvorbou šterkových a písčitých lavic. Úpravy koryta však toto členění do značné míry narušily.

2.6. Fytogeografie

Z fytogeografického hlediska lze údolí Tiché Orlice dle Skalického (1988) zařadit následovně:

fyto geografická oblast: mezofytikum

fyto geografický obvod: Českomoravské mezofytikum

fyto geografický okres: 63 Českomoravské mezihoří

fyto geografický podokres: 63c Střední poorlíčí

Podle Skalického (1988) toto území náleží do vegetačního stupně suprakolinního (gradus supracollinus, kopcovina) se suboceanicky laděným klimatem. Tento stupeň charakterizuje mimo jiné nadmořskými výškami 200 až 550m.

Zajímavý je výskyt karpatských migrantů *Geranium phaeum* a *Staphyllea pinnata*.

Neuhäuslová et Moravec (1997) mapuje v úseku od Brandýsa n. O. po soutok jako potenciální přirozenou vegetaci olšiny střemchovou jaseninu as. *Pruno-Fraxinetum*, místy v komplexu s mokřadními olšinami sv. *Alnion glutinosae*. Směrem k Ústí n. O. rekonstruuje černýšovou dubohabřinu as. *Melampyro nemorosi-Carpinetum* a částečně i bikovou bučinu as. *Luzulo-Fagetum*.

2.7. Krajina a její vývoj

Celé území, které je předmětem studia této práce lze označit jako **říční krajinu**. Tento termín zavádí Štěrba (2008) a označuje jím ekosystém současné řeky a přilehlé ekosystémy, které jsou touto řekou vytvořeny nebo zásadním způsobem podmíněny. Kromě vlastního koryta tento pojem zahrnuje aluviální náplavy, hyporeál (podpovrchové říční dno) a nivu. Časově je takto vymezena postglaciálním obdobím (v odpovídajících zem. šířkách). Štěrba (2008) dále rozlišuje několik typů říční krajiny, z nichž popisovaný úsek je krajinou středního úseku řek. Tomu odpovídá také sedimentační schopnost řeky, tvorba meandrů či vysoce produktivní psárkové louky v inundační zóně.

Lze předpokládat, že antropogenní ovlivňování údolí Tiché Orlice je možné zasadit do obecného kontextu historického vývoje říční krajiny. Podle Štěrby (2008) byla do počátku středověku středoevropská říční krajina pokryta lesem s minimálním vlivem člověka, který zakládal svá sídliště mimo záplavová území. V důsledku rozsáhlého odlesňování vyšších poloh došlo zejména během 13. až 14. století k výraznému nárůstu povodňové činnosti spojené s erozí půdního materiálu a jeho akumulaci v níže položených částech povodí. Člověk tak nepřímo zapříčinil planaci terénu podél středních a dolních toků řek. V důsledku došlo ke spontánnímu rozšíření původních maloplošných společenstev a jejich transformaci pod vlivem zemědělských aktivit (Sádlo et al. 2005). Říční krajina se tak stala nevhodnou pro rozsáhlejší osídlení, na druhou stranu uchovává produktivní ekosystémy. Člověk se proto zaměřil na její extenzivní zemědělské využití, jehož zásadním výsledkem bylo prakticky obrácení poměru v zastoupení lesních a nelesních biotopů. Přesto se však jednalo o ekologicky vyvážené hospodaření, které krajinu nedevastovalo (Štěrba 2008).

Přírodní park Orlice se dočkal nejvíce negativních změn v 70.–80. letech 20. st. s intenzifikací zemědělství, kdy byly likvidovány mokřiny a stará ramena, kultivovány zbytky luk a ničena rozptýlená zeleň (Faltysová et Barta 2002). K největšímu zkrácení řeky však došlo pravděpodobně již v době výstavby žel. dráhy, jak o tom svědčí historické mapy (viz obr. 2). Bylo tak vytvořeno množství mrtvých meandrů, které mají podobu remízků v odlesněné nivě. Od 90. let nastává přechod opět k extenzivnímu lučnímu hospodaření na většině tohoto území, což přispívá k větší ekologické stabilitě krajiny, některé louky jsou však ponechány ladem. Kromě zkapacitnění železniční dopravy se v posledních letech zvýšil tlak na také její rekreační využití (nová cyklostezka). Oraná půda v současné době zabírá podstatně menší část údolí Tiché Orlice. Větší plochy jsou takto obdělávány jen u Ústí n. O. Zde proto více vyniká význam dochovaných meandrů jakožto refugia domácí bioty. Studované území lze navzdory působení člověka charakterizovat jako poměrně zachovalou

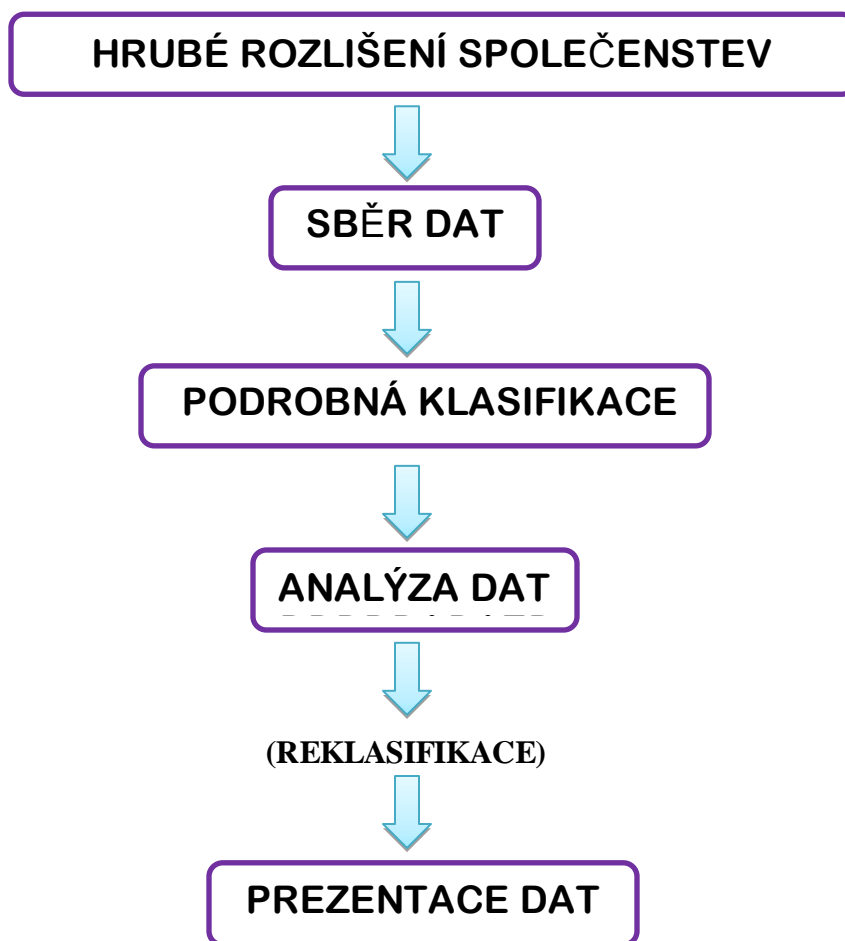
říční krajinu, jejíž relativní ekologická vyváženost je dána přítomností víceméně mozaikovitě uspořádaných přirozených liniových i plošných struktur jako je řeka, roztroušené remízky či solitérní dřeviny, komplexy převážně sečených luk a mokřadů.



Foto 3: říční krajina Tiché Orlice – povodňová pláň pokrytá travobylinnou vegetací, vlevo patrné mezerovité břehové porosty dřevin, vpravo se nad říční nivou zvedá násep železniční dráhy. Údolí je obklopeno lesnatými svahy.

3. METODIKA

Základním objektem studia je fytocenóza (rostlinné společenstvo). Pracovní postup celé diplomové práce je možné vyjádřit na základě článku Chytrého (2000) následujícím modifikovaným schématem:



3.1. Hrubé rozlišení společenstev

Před započítím vlastní analýzy vegetace bylo provedeno v celém území předběžné šetření za účelem vymezení rostlinných společenstev dle schématu, které doporučuje Moravec (1994). Během první návštěvy po předchozím studiu příslušné literatury vztahující se k přírodním poměrům území tak byla získána představa o jeho geomorfologických, hydrologických a následně i vegetačních poměrech. Nejprve byly vylíšeny rostlinné formace na základě jejich

fyzionomie a charakteru stanoviště. V hrubých rysech byly zakresleny do terénní mapy. Tím byl utvořen prvotní obraz poměrného zastoupení ekologicky podobných biotopů. Tento podklad se stal východiskem pro plánování dalších kroků, především volbu rozmístění fytocenologických snímků a odhad časové náročnosti následných prací. Zahájením výzkumu počáteční klasifikací společenstev zároveň byla naplněna podstata nedokonale formalizovaného přístupu ke klasifikaci vegetace (cf. Chytrý 2000).

3.2. Sběr fytocenologického materiálu

3.2.1. Časové rozvržení, použitá taxonomie

Terénní práce probíhaly ve vegetační sezóně 2009 a 2010. Načasování bylo přizpůsobeno přirozené sezónní dynamice, u luční vegetace také pravidelnému sečení. Vzhledem k velkému podílu pravidelně obhospodařovaných ploch ve studovaném území byl výzkum během sezóny rozložen do třech hlavních časových úseků – březen až polovina května (jarní aspekt), červen (louky před první sečí), 2. pol. července až srpen (louky před druhou sečí a letní aspekt nesečených ploch). Kvalitativní a kvantitativní změny v druhovém složení byly u jednotlivých snímků zjišťovány opakovaně během vegetační sezóny.

Taxonomická nomenklatura je použita dle Kubáta (2002). U taxonomicky komplikovaných skupin je většinou uvedeno širší pojetí druhu (*Festuca rubra* agg., *Poa pratensis* agg., *Ranunculus auricomus* agg.).

3.2.2. Analýza vegetace

Floristicko-fytocenologická data byla získána formou sběru fytocenologických snímků. Metodika snímkování vycházela z Moravce (1994).

3.2.2.1. Velikost a tvar snímku

Fytocenologický snímek má nejčastěji tvar čtverce, výjimečně obdélníku (dřeviny, některé ruderalní cenózy). Velikost jeho plochy byla empiricky stanovena přednostně v rozmezí, které navrhuje Moravec (1994), resp. Toman (1990). U velkoplošných typů vegetace byl nejprve několikrát pokusně stanoven minimiareál, tj. minimální plocha, která již dostatečně prezentuje druhové složení přiřaditelné k nějaké vegetační jednotce (cf. Toman 1990). Podle něj byla zvolena konečná velikost fyt. snímku pro dané společenstvo. Odhad minimiareálu byl proveden pomocí křivky závislosti počtu druhů na růstu velikosti plochy, kdy bod jejího ohybu indikuje výrazné zpomalení růstu druhové bohatosti. Pro nejčastěji analyzované typy

vegetace zahrnující louky, ostřicové mokřady, rákosiny a porosty *Phalaris arundinacea* je na základě výše uvedeného postupu plocha fytocenologického snímku standardizována na čtverec o velikosti 16m², což pro tento typ vegetace doporučují také Chytrý et Otýpková (2003). U ostatní vegetace, která tvoří podstatně menší část sebraného materiálu, plochu snímku často předurčovala situace v terénu. Zpravidla se jedná o přirozeně maloplošná či různě omezená (např. liniová) společenstva. To je důvodem, proč nemohla být u všech fyt. snímků použita standardizovaná jednotná velikost a tvar vzorkované plochy. Velikost těchto snímků se pohybuje v následujícím rozmezí:

1–50m² akvatická a helofytní společenstva, 200 nebo 400m² olšiny, 50–400m² vrbiny, 2–9m² porosty lián, 4–16m² ruderalní vegetace.

3.2.2.2. Identifikace snímku

Každý fytocenologický snímek má přiděleno unikátní číslo. Vždy zaznamenána poloha pomocí souřadnicového systému WGS-84, datum sběru a celková pokryvnost jednotlivých pater. Orientace ke světovým stranám a sklon nebyly uvažovány vzhledem k rovinatému terénu, případně tyto charakteristiky byly zanedbatelné. Každý snímek je inklinován tak, aby jedna jeho strana byla souběžná s železnicí nebo řekou, u vodních ploch s břehem.

K zaznamenání polohy byla využita orthomapa v měřítku 1 : 5000, do níž byl každý snímek zakreslen. Následně byly generovány souřadnice v internetové aplikaci. Přístroj GPS dostupný v geobotanické laboratoři nebyl v terénu využit, jelikož se takováto lokalizace snímků v dosti hluboce zaříznutém údolí ukázala být velmi nepřesnou.

3.2.2.3. Vlastní zápis snímku

Kvantitativní zastoupení taxonů bylo stanoveno odhadem pomocí modifikované Braun-Blanquetovy stupnice, která kombinuje pokryvnost (dominanci) použitím vyšších stupňů a početnost (abundanci u málo pokryvných populací) formou nižších stupňů (cf. Westhoff et van der Maarel 1978). Stupeň „2“ byl rozdělen na „2a“ (5–15%) a „2b“ (15–25%). Uvažovány jsou veškeré nadzemní živé části rostlin. Kvalitativně je každý snímek tvořen soupisem všech nalezených taxonů, které v něm koření. Vertikální struktura byla diferencována na patro stromové E₃ (stromy nad 3m), keřové E₂ (všechny dřeviny mezi 1 až 3m), bylinné E₁ (dřeviny do 1m a byliny bez ohledu na jejich výšku včetně lián zasahujících i do patra stromového) a mechové E₀ (mechorosty, lišejníky). Podpatra nebyla při samotné analýze rozlišována. Tzv. bazální pokryvnost, tj. plocha, kterou jednotlivé taxony zaujímají na povrchu půdy svými bázemi, nebyla během snímkování stanovena. Z toho vyplývá, že každý

snímek je vertikálním průmětem, který odhaduje pokryvnost veškeré nadzemní živé biomasy. Takto byly analyzovány také porosty dřevin, jejichž pokryvnost kmenů byla zohledněna pouze v rámci nejvyššího dosaženého patra. Ostatní metody stanovení pokryvnosti, které uvádí Moravec (1994) nebyly použity.

3.2.3. Design sběru fytocenologických dat

Veškeré výzkumné práce jsou situovány do inundační zóny Tiché Orlice vymezené v kapitole 3.2.4.2. Zásadním problémem celého výzkumu bylo zvolení vhodné metody rozmístění fytocenologických snímků. Hlavní překážkou byla časová náročnost terénních prací a zároveň poměrně krátká doba na zpracování celého projektu i na včasné zachycení všech fenologických aspektů vegetace během sezóny. Celkový design narušovaly také některé terénní překážky (cyklostezka vedle železnice, antropogenní terasa). Problematika sběru dat vyplývá již ze samotného účelu diplomové práce, která v podstatě zahrnuje 2 odlišné okruhy - studium vazby vybraných druhů na krajinně-ekologické faktory a poskytnutí komplexního obrazu vegetační skladby území.

Z výše uvedených důvodů byl zvolen nedokonale formalizovaný přístup, který rozlišuje hlavní vegetační jednotky již před terénním sběrem dat (viz kap. 3.1.) nebo v jeho průběhu. Formalizovaný postup, u něhož probíhá sběr dat bez ohledu na badatelovy představy o diferenciaci vegetace (cf. Chytrý 2000), byl zamítnut s ohledem na faktické podmínky této práce.

3.2.3.1. Umístění snímku ve společenstvu

Počátečním úmyslem při umístění fyt. snímků bylo zachytit každou asociaci v jejím cenotickém optimu, což vyžadovalo nalezení pokud možno fyziognomicky a ekologicky homogenního porostu, který by mohl být považován za centrální typ syntaxonu dle použité klasifikační literatury. V podstatě tak byla zároveň zahájena fáze detailního rozlišování jednotlivých fytocenóz.

V důsledku možného použití dvojího měřítka, a tedy i volby různě velké plochy fyt. snímku, bylo v jednom případě přistoupeno k tzv. souběžnému snímkování (cf. Moravec 1994). Tímto způsobem byly získány 2 snímky se stejnými souřadnicemi, které byly při uvažování odlišného měřítka klasifikovány do různých syntaxonů.

Kromě zachycení cenotického optima bylo záměrem také vyjádření možné variability společenstev projevující se jejich plynulým prolínáním jakožto reakcí na zvolna se měnící abiotické podmínky nebo změnu hospodaření. Snímky proto byly vědomě umístovány rovněž

do přechodných zón mezi společenstvy, které van Leeuwen (1965) označuje jako divergentní. Pokud ovšem tyto hranice byly konvergentní, tj. výrazné a měřitelné jen na centimetry, zásadně zde nebyly snímky umístovány. To jest obecná zásada dodržovaná u obou typů snímků (viz následná kap.). V opačném případě by totiž snímkem mohla procházet ostrá hranice dvou společenstev diametrálně odlišných fyziognomicky i abioticky a často oddělených mikroreléfem.

3.2.3.2. Alokace snímků v nivě řeky

Z důvodů uvedených v úvodu kap. 3.2.3. nemohl být uplatněn striktně formalizovaný sběr dat, proto byly vytvořeny dva soubory fytocenologických snímků (jejich číslování však odděleno není):

preferenční snímky

Jejich rozmístění a počet bylo voleno subjektivně (cf. Orlóci 1978). Účelem je zachycení vegetační skladby studovaného území, tedy všech rostlinných společenstev uvedených v předchozí kapitole a jejich variability. Vycházelo se z předpokladu, že mnohé z nich jsou malé rozlohy, fragmentární, s velkou variabilitou v geometrickém uspořádání. Zároveň jsou umístěny tak, aby vhodně dokreslovaly rostlinný pokryv v částech říční nivy nesnímkovaných metodou transektů.

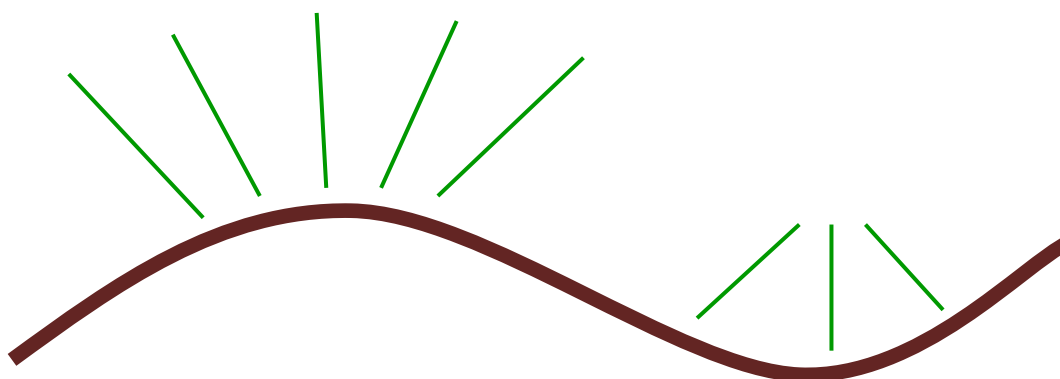
transektové snímky

Jsou pořízeny v rámci transektů v pravidelných rozstupech. Vzdálenosti mezi snímky v rámci jednoho transektu a vzdálenosti mezi jednotlivými transekty jsou vždy standardizovány dle určitého výseku krajiny (viz dále) do podoby mřížky. Tímto výsekem se rozumí plocha ohraničená hlavními liniovými prvky – aktivním korytem současné řeky, železnicí a asfaltovou komunikací a také bází přilehlého svahu ohraničujícího říční nivu, případně též silně antropogenně ovlivněnou plochou (pole, zástavba). Pokud by byl celkový design transektů přizpůsoben nejmenšímu výseku krajiny, byl by ohrožen cíl prosnímkovat vytyčený úsek Tiché Orlice a zcela jistě by nebyly dostatečně zachyceny sezónní změny vegetace. Naopak kdyby byla hustota mřížky transektových snímků zvolena podle největšího výseku, některá plošně významná společenstva by byla prosnímkována zcela nedostatečně. Proto byl nutný tento kompromis mezi požadavkem formalizovaného sběru dat a reálnými časovými možnostmi, kterým je standardizace sběru dat. Nemožnost naprosto pravidelného odstupu fytocenologických snímků v celém studovaném úseku řeky je dána již různým zakřivením železniční dráhy!

Přes výše uvedené problémy byly dodržovány následující zásady snímkování v transektu:

- každý transekt má přiděleno unikátní pořadové číslo
- linií, vůči které jsou transekty orientovány, je především železnice
- vzdálenost fytoecologických snímků v transektech se pohybuje od 20 do 70m, přičemž vzdálenost snímků ve všech transektech téhož výseku krajiny (tedy v kolmém směru k dráze) je shodná
- vzdálenost sousedních transektů ve stejném výseku krajiny je od 50 do 170m, v závislosti na zakřivení dráhy nebo řeky (viz níže)
- transektové snímky mají standardní velikost 16m² a tvar čtverce; výjimku tvoří 2 snímky olšin
- ze snímkování v transektech je vyloučena vodní a sporadická bažinná vegetace, to platí i v případě, že by na takovou vegetaci připadl snímek v existujícím transektu
- fytoecenózy neofytů nejsou v transektech zachyceny z důvodu jejich lokace na stanovištích vyloučených z tohoto snímkování
- transekty jsou vedeny kolmo od železnice
- první fytoecologický snímek transektu je umístěn při bázi železničního náspu, nikdy však na jeho svahu
- pokud na železnici navazuje nejprve stanoviště, které není určeno ke snímkování, je první snímek umístěn na nejbližší vhodné místo
- v zakřiveném úseku železniční dráhy jsou transekty vedeny radiálně. To znamená, že směrem kolmo od vnější strany oblouku se vzdálenost mezi sousedními transekty rovnoměrně vějířovitě zvětšuje, kolmo od vnitřní strany oblouku se se vzrůstající vzdáleností od železnice transekty přibližují.
- v případě, že se směrem kolmo od železnice nacházejí dva různě velké výseky krajiny navzájem oddělené řekou, byl zpravidla vzdálenější výsek osnímkován vlastními transekty. Jejich první snímky jsou rovněž alokovány co nejbližší směrem k železnici (řece).

Rozmístění fytoecologických snímků včetně transektů v terénu zobrazuje mapa I v příloze III. Způsob vedení transektů v oblouku železniční dráhy znázorňuje obrázek 3.



Obrázek 3: schema vedení transektů /zeleně/ v oblouku železniční dráhy

3.2.4. Objekt studia

3.2.4.1. Definice objektu studia

Základním předmětem studia je fytocenóza. Pojetí rostlinného společenstva (fytocenózy) je v odborné literatuře široce diskutovaným problémem. Pro potřeby této práce lze fytoceenózu zcela účelově definovat jako fyziognomicky a ekologicky nápadnou rostlinnou formaci, která je tvořena společenstvy cévnatých rostlin a mechorostů. Ostatní taxocenózy nejsou do výzkumu zahrnuty. Fytocenóza je zde chápána jako společenstvo určitých viditelných charakteristik, které lze „opticky“ odlišit od jiných takto pojatých společenstev. Jedná se o určitý typ vegetace, který byl v této práci rozlišen bez ohledu na možnost její následné klasifikace, a takto byl analyzován. Tímto způsobem je v rámci předložené studie rozlišena fytoceenóza od syntaxonu, jakožto nomenklatorní jednotky, která je uznána použitým přehledem vegetace. Hlavní vegetační typy byly diferencovány na začátku výzkumu (viz kap. 3.1.). Přestože oba pojmy nelze zcela ztotožnit, díky použitému způsobu arbitrárního rozlišování společenstev a použitému podkladu pro jejich klasifikaci, je obsah obou pojmů v této práci málo odlišný. I fytoceenózy, které nemají stanovenou asociační nebo svazovou příslušnost, lze přiřadit k některému syntaxonu vyššího ranku (v tomto přehledu pouze třída). Fytocenóza i syntaxon jsou v pojetí této práce chápány jako abstraktní vegetační jednotky s arbitrárně stanovenými hranicemi. Problematika stanovení hranic mezi společenstvy je blíže popsána v kap. 3.2.3.1.).

3.2.4.2. Typy analyzované vegetace

Snahou bylo zachytit všechny typy vegetace, které souvisí se studovanou problematikou. U jednotlivých fytoceenóz pak dokumentovat nejen jejich cenotické optimum, ale také případnou

variabilitu a degradovaná stádia. To se týká v první řadě přírodních a (polo)přirozených biotopů. Z ruderální vegetace byly osnímkovány především porosty s dominancí apofytů, v menší míře též neofytů, pokud vytvářely rozlišitelné fytocenózy. Snímkována byla vegetace rostoucí na původním substrátu říční nivy. Jedná se tedy o společenstva pravidelně nebo občasně přeplovovaná tekoucí vodou nebo trvale ovlivňovaná pohybem vody v říčním aluviu. Z výzkumu jsou striktně vyloučeny svahy a úpady, které vymezují říční nivu, a tedy již nejsou pod vlivem jejího vodního režimu (viz obr. 2). Pokud byly fytocenologické snímky pořízeny na železničním náspu, tak pouze na jeho svazích a v malém množství nutném pro zdokumentování určité fytocenózy. Nebyly snímkovány kulísové olšiny doprovázející řeku, jejichž výrazný liniový charakter neumožňuje vytvoření standardního fytocenologického snímku s logicky vedenými hranicemi. Navíc se v jejich druhovém složení příliš výrazně projevuje vliv sousedních společenstev nebo dopravních komunikací (silnic, cyklostezek, polních cest apod.). Veškerá analyzovaná vegetace vznikla spontánně a udržuje se takto pod přímým či nepřímým vlivem člověka, nebyla však záměrně introdukována. Ze studia byla zcela vyloučena segetální vegetace na polích a v zahrádkách (včetně jejich kulticenóz), vegetace v intravilánech obcí, na železničním svršku (který je pod dennodenním přímým vlivem železniční dopravy s jeho extrémní dynamikou včetně frekventované aplikace herbicidů, mechanické likvidace náletových dřevin atp.) a na plochách intenzivně využívaných k rekreaci.



Obrázek 4: část údolí Tiché Orlice s korytem řeky a první terasou v inundační zóně, ve které probíhal výzkum; červená čára u paty svahu odděluje mezofilní společenstvo mimo přímý vliv řeky, které nebylo předmětem studia

3.3. Klasifikace vegetace

Klasifikace vegetace odpovídá zásadám Curyšsko-montpelliérského směru, tradičně používaného v našich podmínkách. Jak bylo již dvakrát řečeno, vychází z předem stanovených vegetačních jednotek, a je tedy součástí nedokonale formalizované metody sběru dat. (cf. Chytrý 2000). Výsledky počáteční klasifikace transektových snímků provedené již v terénu (kap. 4.1.) byly ověřovány moderní numerickou metodou, která tak pracuje se souborem dat získaným standardizovaně (kap. 3.2.2.). Jak bylo naznačeno v kap. 3.1.1., klasifikovány nejsou uměle udržované kultury, které Neuhäusl (1963) považuje za pseudofytocenózy.

3.3.1. Terénní klasifikace

3.3.1.1. Syntaxonomická nomenklatura

Vzhledem k tomu, že naprostou většinu zkoumaného úseku říční nivy pokrývá nelesní vegetace, hlavním podkladem pro její klasifikaci je nový velkoplošný přehled vegetace ČR profesora Chytrého (2007, 2009, 2011). Zde publikovaná syntaxonomická nomenklatura je v této práci aplikována i v případě, že užší pojetí asociace dle Moravce (1995) by bylo pro dané společenstvo popisnější nežli širěji vymezená as. Chytrého. Syntaxonomická nomenklatura porostů dřevin je použita podle Moravce (2000) a Neuhäuslové-Novotné (2003). Jeden snímek (as. *Rubetum idaei*) je uveden dle Moravce (1995).

3.3.1.2. Identifikace fytocenóz

Identifikace fytocenóz probíhala zpravidla již při práci v terénu za současného využití dosavadních zkušeností autora této práce. V případě obtížněji klasifikovatelných snímků bylo později provedeno zpřesnění za použití citované literatury. V etapě výzkumu, kterou lze označit jako fázi reklasifikace, byly nejednoznačné snímky roztrženy formou stanovení varianty, případně přeřazení k variantě či asociaci jiné. U fytocenóz, které nebylo možno přiřadit k nižším syntaxonům, byly použity alternativní klasifikační metody. Podrobné vylišování jednotlivých fytocenóz se odvíjelo od počátečních poznatků o skladbě a rozšíření základních fyziognomických typů vegetace (viz kap. 3.1.). Kapitola 4.1. uvádí příslušnost všech zjištěných fytocenóz k syntaxonu hlavního ranku.

Induktivní způsob (aglomerativní)

Přednostně byl využit induktivní způsob, při kterém je každé rostlinné společenstvo klasifikováno od úrovně asociace (as.). K postižení variability nelesních fytocenóz byl využit

nový koncept variant (cf. Chytrý 2007, 2009, 2011), který významně omezuje subjektivní přístup ke stanovení asociční příslušnosti. Ne všechny fytocenologické snímky bylo možné přiřadit k některé variantě (jsou-li pro danou asociaci stanoveny) z důvodu plynulých změn druhového složení na kontaktu mezi některými společenstvy. Vyjimečně byla určena subasociace (olšiny).

Jisté obtíže působilo rozlišení pleustofytní vegetace třídy *Lemnetea*, jejíž cenózy se v sebraných snímcích liší pouze poměrným zastoupením tří druhů. Zvláště nesnadné je určit příslušnost k asociaci, pokud vodní sloupec vyplňuje *Lemna trisulca* a hladinu souvisle pokrývá jiný zástupce čeledi *Lemnaceae*. Podobnou situací je, pokud ve vodě rostou makrofyta třídy *Potametea* a hladinu opět souvisle porůstá natantní společenstvo tř. *Lemnetea*. V takových případech bylo využito formální definice, kterou u každé asociace uvádí Chytrý (2011).

Deduktivní způsob (divizivní)

Tzv. Kopeckého deduktivní metoda klasifikace vegetace určuje syntaxonomickou příslušnost „shora“ do úrovně některé vyšší jednotky hlavního nebo vedlejšího ranku než je asociace. Kopecký et Hejný (1971) tak definovali bazální a odvozená společenstva. Z celého pořízeného souboru fyt. snímků byl přesně podle této metody zapsán porost *Equisetum telmateia*.

Od uvedených schémat klasifikace fytocenóz bylo třeba se odchýlit v případě porostů chrastice rákosovité a parožnatek, u nichž je deduktivně určena pouze příslušnost třídění. Vegetace s dominancí chrastice je rozlišována na 2 asociace s odlišnou svazovou příslušností, v rámci kterých jsou v novém syntaxonomickém systému vylíšeny 2 nebo 3 varianty, z nichž některé mohou osidlovat velice podobná stanoviště a vyjadřovat plynulou návaznost obou těchto asociací (viz také Kopecký 1961). Jejich rozlišení je i přímo v terénu mnohdy velmi obtížné, zejména jedná-li se o porosty mimo koryto řeky či stojatou vodu. Jelikož terénní práce byly dokončeny před publikováním nového vegetačního přehledu, není možné všechny snímky spolehlivě zařadit podle Chytrého (2011). Jejich zpětná reklasifikace by byla velmi obtížná a neodpovědná. Ikdyž některé fytocenologické snímky bylo možné poměrně snadno ztotožnit s asociací *Rorippo-Phalaridetum arundinaceae* (viz kap. 4.1.), ve studovaném úseku řeky nelze vyloučit ani výskyt as. *Phalaridetum arundinaceae*, která zde může být zastoupena některou variantou mimo stojaté vody. Z tohoto důvodu nejsou při statistickém zpracování obě asociace rozlišovány a je souhrnně uvažováno společenstvo s *Phalaris arundinacea*. V kap. 4.1. je pojednáno o asociaci, jejíž výskyt je v daném úseku řeky nejpravděpodobnější.

Vzhledem k velmi podobné ekologii a fyziognomii obou fytocenóz nebude mít toto zjednodušení zásadní vliv na kvalitu výsledků. Stejně tak bylo zapsáno společenstvo s *Chara* sp. bez bližší příslušnosti. Jejím stanovení zabránila chybějící determinace druhu.

V posledních dvou případech se však nejedná o důsledné využití Kopeckého metody včetně odpovídajícího zápisu bazálního nebo odvozeného společenstva, protože podle přehledu Chytrého (2011) má tato vegetace asociační příslušnost.

Deduktivní metodou by bylo možné hodnotit také porosty ostružiníků. Jako četná odvozená společenstva je klasifikuje např. Kučera et al. (2001a). Pro jejich sporadický výskyt nejsou v této práci samostatně klasifikovány. Asociační příslušnost byla stanovena jen u *Rubus caesius* a *R. idaeus*. Marstaller (1993) vylíčil nepřehledné množství asociací mechorostů. V zapsaných fyt. snímcích však jsou považovány za synuzii a zapsány v rámci patra E₀.

Přehled všech fytocenologických snímků včetně jejich syntaxonomické klasifikace je uveden v příloze II.

3.3.2. Numerická klasifikace

Pro utřídění snímků byl použit program JUICE 7.0 (Tichý 2002). Následně byla vytvořena synoptická tabulka. V ní byly generovány hodnoty fidelity a procentické frekvence. V podstatě se nejedná o jiný způsob klasifikace, ale numerické vyjádření klasifikace provedené dle kapitoly 3.3.1. Výstup je následně porovnán s analýzou DCA (viz kap. 4.2.1.). V synoptické tabulce (viz tab. 5 příloha II) jsou zahrnuty výhradně fytocenologické snímky pořízené v transektech s výjimkou olšin. Použití celého souboru snímků nemá význam pro kvantitativně velmi nerovnoměrné a často ojedinělé zastoupení různých typů vegetace. V synoptické tabulce nejsou zobrazeny snímky s frekvencí 1 a 2.

Fidelita, tedy věrnost druhu ke skupině snímků, určuje vztah druhu k vybraným snímkům. Čím je fidelita vyšší, tím více platí, že vyskytuje-li se ve snímku daný druh, patří tento snímek do vymezené skupiny. Frekvence výskytu druhu ve skupině sice udává, s jakou pravděpodobností se druh ve společenstvu vyskytuje, ale ještě nic neříká o jeho diagnostické hodnotě (v určitém území může mít vysokou frekvenci např. druh s velkou invazibilitou ve společenstvu málo odolném, tedy s vysokou invadovaností, ovšem tento druh se může hojně vyskytovat i v jiných biotopech). Naopak míra fidelity může být u druhů striktně vázaných na dané společenstvo vysoká, i když frekvence jejich výskytu ve snímcích dané skupiny je relativně nízká. Obě míry jsou tedy nezástupné (Tichý 2004).

3.4. Statistické zpracování dat

3.4.1. Příprava dat

3.4.1.1. Zpracování fytocenologických snímků

Fytocenologické snímky byly archivovány v programu TRUBOWEG for Windows 2.88b (Hennekens et Schaminée 2001) ve formátu xml. Ke každému snímku zde byly uloženy všechny zjištěné údaje. Rovněž byl ve zvláštní kolonce zaznamenán případný výskyt některého druhu, který byl předmětem dalšího studia. V tomto programu byl vytvořen samostatný soubor transektových snímků, se kterým bylo pracováno nadále. Tyto pak byly utříděny a dále zpracovány v programu JUICE 7.0 (viz kap. 3.4.1.). Fytocenologické snímky, resp. jejich souřadnice, byly rovněž editovány metodou GIS. Programem ArcMap byly vygenerovány vzdálenosti všech transektových snímků od železnice a od řeky.

3.4.1.2. Výběr studovaných druhů

Ze souboru transektových fytocenologických snímků byly generovány 3 **ekologické skupiny druhů** s obdobnými ekologickými vlastnostmi, u nichž byla následně testována závislost jejich výskytu na krajinně-ekologických parametrech.

efemeroidy

Tento termín je zde použit pro souhrnné označení druhů jarního aspektu, jejichž společnou vlastností je načasování doby kvetení ještě před úplný rozvoj okolní vegetace. Název „efemeroid“ použil u některých z nich Hejný et Slavík (1997). Většinu tvoří tzv. geofyty (cf. Slavíková 1986) - *Ornithogalum kochii*, *Gagea lutea*, *Anemone nemorosa*, *Anemone ranunculoides* a 2 hemikryptofyty - *Ficaria verna* subsp. *bulbifera* a *Ranunculus auricomus* agg. První dva jmenované druhy ukončují vegetační cyklus brzy po dozrání semen rychlým odumřením nadzemních částí. Ostatní druhy po odkvětu vytrvávají delší dobu a nad zemí mohou zcela zanikat až ve 2. polovině vegetační sezóny. Kromě výše uvedených byl to této skupiny účelově zařazen *Colchicum autumnale*. Sice se nejedná o efemeroid, ovšem je to cenologicky zajímavý geofyt indikující specifické hydrické podmínky.

invazivní druhy /invadéři/

Do této skupiny patří *Impatiens glandulifera*, *Bunias orientalis*, *Veronica filiformis*, *Solidago canadensis* a *Erigeron annuus*. Jsou to více či méně závažné neofyty a jejich zařazení do této skupiny je logické. Ostatní druhy (*Reynoutria japonica*, *Erigeron canadensis*, *E. annuus*,

Bidens frondosa, *Helianthus tuberosus*, *Rudbeckia laciniata*, *Aster sp.*) sem nejsou zahrnuty z důvodu jejich absence nebo jen nepatrné přítomnosti v transektovém snímkovém materiálu.

expanzivní druhy /expandéři/

Soubor těchto druhů obsahuje jedny z nejrozšířenějších druhů *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica* a *Phalaris arundinacea*. První dva druhy jsou naše nejčastější apofyty. Často tvoří velmi vitální monocenózy a také ve studovaném území mají silnou cenotickou vazbu i na jiná společenstva. I zde jsou častým rizikem pro botanicky hodnotnější vegetaci.

3.4.1.3. Tabelární syntéza dat

Některé informace obsažené ve fytocenologickém materiálu je nutno převést do numerické podoby za účelem statistického zpracování. Každý název asociace je v programu TURBOWEG vyjádřen přiděleným číslem (+ varianta malým písmenem). Z tabulek v příloze II je zřejmý velký nepoměr v kvantitativním zastoupení různých asociací. Proto byly v souboru transektových snímků tyto rozdíly zmenšeny sloučením některých asociací do šesti účelově vytvořených „syntaxonomických skupin“. Jejich přehled je uveden v tabulce 2. Každá je označena číslem, které je v programu TURBOWEG zapsáno v identifikačních údajích každého snímku náležejícího k dané skupině. Tímto způsobem byly seskupeny fytocenózy, které jsou zastoupeny neúměrně malým množstvím snímků a které zároveň mají podobné ekologické nároky, podobnou fyziognomii a také osidlují podobná stanoviště. Taková homogenizace fytocenologických dat umožňuje kvalitnější statistické zpracování, snadnější prezentaci výsledků a nepředstavuje významnou ztrátu informace. Souhrnný termín „syntaxonomická skupina“ se vztahuje i na skupinu snímků, které náležejí k jediné asociaci, pokud byla snímkována v dostatečném množství a byla využita při statistické analýze. Skupina 4 zahrnuje veškeré porosty s *Phalaris arundinacea* a není přesně fytocenologicky definována z důvodu uvedeného v kap. 3.2.

Tabulka 2: Stanovené syntaxonomické skupiny

číslo syntaxonomické skupiny	syntaxon
1	<i>Poo trivialis-</i> <i>Alopecuretum pratensis</i>
2	<i>Holcetum lanati</i>

3	<i>Arrhenatherion elatioris</i>
4	společenstva s <i>Phalaris arundinacea</i>
5	<i>Caricetum appropinquatae</i> <i>Magno-Caricion gracilis</i>
6	<i>Galio-Urticetea</i>

Pokryvnosti inkriminovaných taxonů (viz kap. 3.4.1.2.) byly transformovány na desetinná čísla následujícím způsobem:

stupeň r, +, 1 = 2,5%

stupeň 2 = 20%

stupeň 3 = 37,5%

stupeň 4 = 62,5%

stupeň 5 = 87,5%

Stupně pokryvnosti „r, +, 1“ byly převedeny na společnou hodnotu, protože jsou od sebe nejednoznačně definovány.

Pro následné zpracování ve statistických programech byla všechna numerická data utříděna do tabulky ve formátu xls v textovém editoru MsExcel 2010.

3.4.2. Statistické analýzy

KE VŠEM STATISTICKÝM ANALÝZÁM JE POUŽIT VÝHRADNĚ SOUBOR FYTOCENOLOGICKÝCH SNÍMKŮ ZÍSKANÝCH FORMOU SBĚRU V TRANSEKTECH. Z analýz byla vyloučena vegetace olšin, která je zastoupena pouze dvěma transektovými snímky, protože jejich použití by nemělo význam. Lze tedy říci, že krajinně-ekologické závislosti jsou zkoumány na vegetaci luk, mokřadů a apofytů.

Výskyt druhů v závislosti na typu vegetace (~syntaxonomických skupinách) byl testován v programu CANOCO for Windows 4.5 (ter Braak et Šmilauer 2002). Transformovaná data pokryvností všech druhů (postup viz kap. 3.3.1.3.) byla odmocněna. Po snížení váhy vzácných druhů byla provedena mnohorozměrná DCA analýza. Tím se stanovila délka environmentálního gradientu. Druhov data vykazovala unimodální odpověď na gradient

prostředí (délka gradientu 6,026), proto byly pro další analýzy zvoleny unimodální techniky. Syntaxonomické skupiny představují nominální doplňkové proměnné.

Veškeré následné analýzy závislosti na environmentálních parametrech jsou testovány v programu „R“. V balíčku „Vegan“ (Oksanen et al. 2013) byl vypočítán Shannonův index a váha druhů s majoritní pokryvností pomocí odmocninové transformace.

Balíček „nlme“ (Pinheiro et al. 2011) byl využit pro smíšené lineární modely. Fit modelů byl ověřován pomocí regresních reziduálových grafů a pomocí testu homogenity u analýzy variance (Bartlettův test). V případě výsledného zjištění nehomogenity variance byla závislá proměnná transformována, anebo byl použit neparametrický Kruskal-Wallisův test.

Při testování závislosti pokryvnosti invadérů a efemeroidů na příslušnosti do syntaxonomické skupiny bylo 10 pozorování vyloučeno z důvodu překročení Cookovy vzdálenosti 1 (cf. Crawley 2007). Pokud data neměla normální rozdělení variance, bylo nutné provést jejich odmocninovou transformaci.

3.5. Datové výstupy

Zjištění učiněná v rámci diplomové práce jsou prezentována v kapitole 4. a diskutována v kap. 5. Kromě textového popisu a komentáře jsou signifikantní výsledky podloženy grafickými výstupy. Všechny fytocenologické snímky jsou přiloženy v příloze II a rozříděny do několika tabulek dle ekologické podobnosti. Zvýrazněny jsou snímky pořízené v transektech. U každého takového dílčího souboru snímků je připojena tabulka s jejich identifikačními údaji. Samostatná příloha III je věnována mapovému zobrazení. Vegetační skladba území je znázorněna pomocí barevných polygonů. Tyto zobrazují rozmístění hlavních typů vegetace. Případný výskyt jiné fytocenózy v daném polygonu s celkovým podílem do 10% není brán v úvahu. Samostatná mapa je věnována lokalizaci fytocenologických snímků a transektů na podkladě orthomapy. Žlutě jsou vyznačeny a očíslovány transektové snímky a transekty, červeně preferenční snímky. Rovněž je připojena příloha s obrazovou dokumentací.

4. VÝSLEDKY

4.1. Vegetace údolí Tiché Orlice

řř. *Molinio-Arrhenatheretea* Tüxen 1937

sv. *Arrhenatherion elatioris* Luquet 1926

as. *Pastinaco sativae-Arrhenatheretum elatioris* Passarge 1964

/eutrofni ovsíkové louky/

Sečená ovsíková louka byla mapována pouze při okraji Brandýsa n. Orlicí. Jinde se společenstvo vyskytuje fragmentárně. Dvoustevně strukturované společenstvo představuje degradační fázi přirozené aluviální psárkové louky, která byla přeseťována ovsíkem vyvýšeným. Od předchozího biotopu se tento odlišuje prakticky jen vysokou dominancí ovsíku, ostatní druhové složení je víceméně shodné. Jako subdominanta se uplatňuje *Geranium pratense*, vyšších pokryvností dosahují také druhy *Galium album*, *Trisetum flavescens*, *Dactylis glomerata* či *Taraxacum* sect. *Ruderalia*.

as. *Poo-Trisetum flavescens* Knapp ex Oberdorfer 1957

/podhorské kostřavovo-trojštětové louky/

Středně vysoké louky vázané na vyvýšená stanoviště říční nivy představují nejčastější typ ovsíkových luk. V rámci sledovaného úseku říční nivy mají nejmenší vodní dotaci. Záplavou jsou ovlivňovány jen při zvláště vysokých stavech vody, převážně jsou však mimo jejich dosah. Na těchto zpravidla (hygro-)mezofytních stanovištích (sub-)dominuje *Festuca rubra* a *Agrostis capillaris*. Tyto travo-bylinné porosty jsou většinou dvoustevně, s poměrně hojným zastoupením diagnostických druhů. Vyšších pokryvností zde dosahují *Galium album*, *Poa pratensis*, *Veronica chamaedrys*, *Plantago lanceolata*. Zpravidla je přítomno spodní bylinné patro tvořené převážně druhem *Ranunculus repens*, místy i *Ajuga reptans*. S vysokou frekvencí jsou zastoupeny typické druhy mezofilních luk jako např. *Cerastium holosteoides*, *Trisetum flavescens*, *Anthoxanthum odoratum*, *Luzula campestris*, *Campanula patula*, *Rumex acetosa* či *Stellaria graminea*. V rámci mapovaného území bylo možné rozlišit všechny 3 varianty. Nejčastěji je zastoupena var. *Sanguisorba officinalis*. Představuje vlhké křídlo asociace a zde se vyvinula především na kontaktu s psárkovými loukami, na které většinou navazuje. Kromě výrazného zastoupení nominálního druhu *Trisetum flavescens* jsou v ní často přítomny druhy vlhkých stanovišť, jako jsou *Holcus lanatus*, *Alopecurus pratensis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Lysimachia nummularia*. Vlhký charakter stanoviště lokálně zvýrazňují také druhy *Ficaria verna* a *Anemone nemorosa*. Vzácně sem přesahují i *Colchicum autumnale* a *Galium boreale*.

Varianta *Arrhenatherum elatius* je druhově dosti chudá. Oproti variantě předchozí se vyznačuje vysokým podílem *Trifolium pratense*, *Galium album* a *Taraxacum* sect. *Ruderalia*. Souvisle se vyskytuje jen v úseku nivy u Bezpráví.

sv. *Deschampsia cespitosae* Horvatić 1930

as. *Poa trivialis-Alopecuretum pratensis* Regel 1925

/aluviální psárkové louky/

Plošně nejvíce zastoupené společenstvo aluviálních luk v celém studovaném území. Představuje náhradní vegetaci po odstraněných olšinách asociace *Pruno-Fraxinetum*. V závislosti na způsobu a délce současného i minulého využívání člověkem nebo jeho absenci jsou tyto louky druhově velmi chudé až středně bohaté. K vyšší diverzitě přispívá strukturování porostů až na 3 vrstvy (podpatra) v průběhu sezóny. Nejčastěji v této asociaci dominují nebo kodominují druhy *Geranium pratense*, *Galium album*, *Poa trivialis* a *Alopecurus pratensis*. Druhové složení mezofytů je obdobné jako u as. *Poa-Trisetetum flavescens* (*Veronica chamaedrys*, *V. arvensis*, *Poa pratensis*, *Plantago lanceolata*, *Rumex acetosa*, *Lathyrus pratensis*), naopak výraznou syntaxonomickou vazbu zde projevují např. *Geranium phaeum* či *Silene dioica*.

Naprostá většina fyt. snímků této asociace byla klasifikována jako varianta *Elytrigia repens*. Byl zjištěn výskyt všech diagnostických druhů této varianty. V chudších porostech jsou často přítomny eutrofyty (*Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Symphytum officinale*). Charakteristická je zde přítomnost větších vlhkobytných druhů, nejčastěji *Sanguisorba officinalis* a *Cirsium oleraceum*, častěji se však objevuje i *Phalaris arundinacea*. Oproti druhé variantě je v této charakteristická přítomnost na suchu citlivých druhů (např. *Lysimachia nummularia*, *Bistorta major*), z nichž některé tvoří přizemní podpatro. Tato varianta je významná přítomností geofytů. Jarní aspekt zde vytvářejí *Ficaria verna*, *Anemone nemorosa*, *A. ranunculoides*, *Ornithogalum kochii*, *Gagea lutea*. *Colchicum autumnale* se vyskytuje roztroušeně, na některých plochách je však populace silnější. *Anemone* spp. a *Ficaria* v. zpravidla vytrvávají až do poloviny vegetační sezóny a podílejí se tak na tvorbě spodního bylinného podpatra. Kromě druhu *Ficaria verna* jsou nejčastějšími plazivými hemikryptofyty *Ranunculus repens* a *Glechoma hederacea*.

Varianta *Holcus lanatus* byla analyzována deseti fytocenologickými snímky. Od předchozí varianty je však odlišena nevýrazně. Především jsou zde s vyšší pokryvností zastoupeny mezofyty (*Galium album*, *Festuca rubra*, *F. pratensis*, *Plantago lanceolata*) a lépe se uplatňují také *Holcus lanatus* či *Lychnis flos-cuculi*. Výrazně zastoupeno bývá spodní podpatro tvořené druhy *Ranunculus repens* a *Lysimachia nummularia*.

as. *Holcetum lanati* Issler 1934

/vlhké medvědkové louky/

Tato asociace byla snímkována u Mítkova a Bezpráví. Dvouvrstevné druhově středně bohaté porosty se vyvinuly na plochách, které byly evidentně zorněny a později převedeny na dvousečné louky. Záplavy zde probíhají epizodicky. Veškerý snímkový materiál lze ztotožnit s variantou *Arrhenatherum elatius*, která druhovým složením silně inklinuje ke sv. *Arrhenatherion elatioris*. Kvalitativně i kvantitativně zcela převažují mezofyty. Vyšších pokryvností dosahují *Trifolium dubium*, *T. pratense*, *Galium album*, *Plantago lanceolata*, *Festuca rubra*. Z trav místy dominují *Holcus lanatus* (pokryvnost až 5) a *Poa trivialis*.

sv. *Calthion palustris* Tüxen 1937

as. *Junco inflexi-Menthetum longifoliae* Lohmeyer ex Oberdorfer 1957

/bazifilní vegetace vlhkých narušovaných půd s mátou dlouholistou/

Tato asociace byla zachycena čtyřmi fytocenologickými snímky na pasené louce nedaleko osady Luh. Díky neustálým disturbancím a zvyšování trofie má louka rudерální charakter a odpovídá variantě *Carex hirta*. Společenstvo je však druhově dosti bohaté a neprojevuje se v něm výrazná dominance. Jako subdominanty se uplatňují *Ranunculus repens*, *Mentha longifolia*, *Myosoton aquaticum*, *Poa trivialis*, *Carduus crispus*. Přítomnost četných eutrofytů (*Lamium album*, *L. purpureum*, *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica*) naznačuje vývojový vztah s rudерální vegetací. Velmi maloplošně lze asociaci rozeznat také podél cyklostezky blízko panského rybníka, kde se již zřetelně uplatňuje *Juncus inflexus*.

as. *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum ulmariae* Balátová-Tuláčková 1978

/vlhká tužebníková lada s vrbinou obecnou/

Malé zanikající mokřadní louky východně od Brandýsa n. O. Až trojvrstevné porosty jsou tvořeny dominantním *Filipendula ulmaria*. Subdominuje *Urtica dioica* a *Poa trivialis*. Z hygroytů se dále uplatňují *Caltha palustris*, *Scirpus sylvaticus* a expandující *Phragmites australis*. Geofyty zastupuje *Colchicum autumnale* a jarní aspekt tvoří *Ficaria verna*.

tř. *Artemisietea vulgaris* Lohmeyer et al. ex von Rochow 1951

sv. *Dauco carotae-Melilotion* Görs ex Rostański et Gutte 1971

as. *Rudbeckio laciniatae-Solidaginetum canadensis* Tüxen et Raabe ex Anioł-Kwiatkowska
1974

/rudерální vegetace s invazními zlatobýly/

Solidago canadensis je vázán především na násep železnice nebo těsné okolí, kde vytváří výrazně monodominantní porosty - varianta *Solidago canadensis*. Ostatní mezofilní, rudерální i mírně vlhkomilné druhy jsou zastoupeny výrazně akcesorně. Podél řeky se ojediněle

vyskytuje *Rudbeckia laciniata*, která na jedné lokalitě (viz fyt. sn. 216) dosahuje vysoké pokryvnosti a vytváří variantu *Solidago gigantea*. S ní kodominuje *Urtica dioica*. Větší zastoupení mají rovněž apofyty *Galium aparine* a *Chaerophyllum aromaticum*.

as. *Buniadetum orientalis* Fijalkovski ex Láníková in Chytrý 2009 ass. nova hoc loco

/ruderální vegetace s invazním rukávníkem východním/

Dominantní *Bunias orientalis* spoluvytváří 2- až 3-vrstevné porosty striktně vázané na anatrofenní konkávní terénní tvary, především drážní těleso, případně obdobná stanoviště v blízkosti tratě (okraj tenisového kurtu u Mítkova). Rukevník východní dosahuje pokryvnosti od 80 do 95%, v některých snímcích vystupují jako spoludominanty s obdobnou pokryvností i *Aegopodium podagraria*, *Urtica dioica* či *Arrhenatherum elatius*. Výraznou subdominantou v podúrovni bývá *Elytrigia repens*, *Galium aparine* či *Humulus lupulus*. Ačkoliv se tato asociace šíří výhradně na výše uvedených stanovištích, její porosty jsou základnou šíření ruční i ruderální druhy, které vystupují na násep dráhy z přilehlých luk či sem po ní domigrovaly. Přítomni jsou tak zástupci tř. *Galio-Urticetea*, sv. *Arrhenatherion elatioris* i *Deschampsion cespitosae*.

tř. *Galio-Urticetea* Passarge ex Kopecký 1969

sv. *Senecionion fluviatilis* Tüxen ex Moor 1958

as. *Cuscuta europaeae-Calystegietum sepium* Tüxen ex Lohmeyer 1953

/vegetace vlhkých míst s bylinnými liánami/

Typická lemová druhově chudá vegetace s dominancí liánovitých bylin. Přirozeně porůstá stromový doprovod koryta řeky. Jako oporu využívá stromy, keře i vysoké byliny. Jako dominanty se zde uplatňují popínavé či poléhavé druhy *Humulus lupulus*, *Calystegia sepium* a *Rubus caesius*. Velmi často však přecházejí na násep žel. dráhy, kde jejich porosty získávají výrazně ruderální charakter. Zde se většinou plazí po povrchu bez opory jiných bylin, a proto někdy tvoří přízemní patro vyšší vegetace. Na takovýchto antropogenních stanovištích se ke jmenovaným liánám přidávají i jiné druhy, čímž cenóza získává ruderální charakter.

as. *Calystegio sepium-Impatientetum glanduliferae* Hilbig 1972

/vegetace vlhkých míst s netýkavkou žláznatou/

Porosty invazní *Impatiens glandulifera* se vyskytují roztroušeně podél břehů řeky. Netýkavka je často doprovázena liánou *Calystegia sepium*. V podúrovni převažují nitrofilní druhy (např. *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Galium aparine*), jen akcesorně přežívají druhy vlhkých luk (*Filipendula ulmaria*, *Cirsium oleraceum*).

sv. *Impatienti noli-tangere-Stachyon sylvaticae* Görs ex Mucina in Mucina et al. 1993
as. *Arunco vulgaris-Lunarietum redivivae* Sádlo et Petřík in Chytrý 2009

/vegetace suťových svahů s měsíční lékařskou a udatnou lesní/

Asociace dokumentována jediným fyt. snímkem východně od Mítkova. Poloruderální maloplošný porost *Lunaria rediviva* vyvinutý na úpatí svahu splavením semen z podrostu suťového lesa.

sv. *Aegopodion podagrariae* Tüxen 1967

as. *Elytrigio repentis-Aegopodietum podagrariae* Tüxen 1967

/nitrofilní ruderalní vegetace s bršlicí koží nohou/

Apofytická ruderalní vegetace hojně rozšířená na opuštěných loukách zejména podél řeky. Téměř všechny porosty představují charakteristickou variantu *Chaerophyllum hirsutum*, která je vázána především na svěží stanoviště v blízkosti řeky. Dvě výrazné kodominanty *Urtica dioica* a *Aegopodium podagraria* dosahují až pátého stupně pokryvnosti na téže ploše, čímž vytvářejí vertikálně stratifikovanou fytocenózu. Vysoké zastoupení zde má pravidelně i *Ficaria verna*, která tak tvoří přízemní vrstvu. Kromě ruderalních druhů (*Galium aparine*, *Lamium album*) se akcesorně vyskytují hájové a luční druhy (*Stellaria nemorum*, *Brachypodium sylvaticum*, *Anemone ranunculoides*, *Arrhenatherum elatius*). Podél Tiché Orlice se v současné době projevuje značně expanzivně na úkor většiny ostatní nelesní vegetace.

Varianta *Arrhenatherum elatius* se vyskytuje jen maloplošně. Kromě vysokého zastoupení nominálního druhu se uplatňují i běžné luční mezofyty.

as. *Symphyto officinalis-Anthriscetum sylvestris* Passarge 1975

/nitrofilní ruderalní vegetace s kerblíkem lesním/

Maloplošná vegetace zaznamenaná na jediném stanovišti. Apofytizací stanoviště došlo k převládnutí *Anthriscus sylvestris*. Jako spolu- a subdominanty se ve vyšším a středním bylinném podpatře uplatňují *Arrhenatherum elatius*, *Urtica dioica* a *Alopecurus pratensis*, které jsou doprovázeny lučními druhy (např. *Geranium pratense*). Fyt. snímek je nejbližší variantě *Trisetum flavescens*.

as. *Asteretum lanceolati* Holzner et al. 1978

/vegetace s invazními severoamerickými hvězdnicemi/

Bodový výskyt blíže neurčeného zástupce rodu *Aster*.

as. *Reynoutrietum japonicae* Görs et Müller in Görs 1975

/vegetace s invazními křidlatkami/

Druh *Reynoutria japonica* se v množství, které lze považovat za samostatnou asociaci, vyskytoval pouze na dvou maloplošných (do 100m²) stanovištích. Samotný druh se vyskytuje

jen lokálně víceméně v podrostu břehové olšiny. Dle dělení Chytrého (2009) se jedná o var. *Reynoutria japonica*.

tř. *Lemnetea* de Bolós et Masclans 1955

sv. *Lemnion minoris* de Bolós et Masclans 1955

Typické lenitické společenstvo vázané na stojaté vody. Jako společnou charakteristiku tohoto svazu lze uvést výskyt drobných pleustofyt vázaných na povrchu vodní hladiny, případně vznášejících se ve vodním sloupci. Výskyt kořenících akvafytů nebo helofytů je ojedinělý. Natantní druhy dosahují různých pokryvností, zpravidla přes 50%. Jejich stanovištěm jsou stojaté vody v původních meandrech řeky Tiché Orlice, ve kterých se pravidelně vyskytují. Mohou se vyskytovat také v nepatrně tekoucích vodotečích, jejichž hladině brání v pohybu dřevní a listový opad z okolní vegetace.

as. *Lemnetum trisulcae* den Hartog 1963

/ponořená vegetace mělkých vod s okřehkem trojbrázdým/

K této asociaci byly přiřazeny fytocenologické snímky s vysokým zastoupením druhu *Lemna trisulca*, jehož podíl ve vodním sloupci přesahoval 50%. Zároveň však ostatní pleustofyty souvisle pokrývaly hladinu.

as. *Lemnetum minoris* von Soó 1927

/vegetace vodní hladiny s okřehkem menším/

Porosty samotného *Lemna minor* se vyskytují poměrně zřídka.

as. *Lemno-Spirodeletum polyrhizae* Koch 1954

/vegetace vodní hladiny s okřehkem menším a závitkou mnohokořennou/

Nejvyšší pokryvnosti dosahuje *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* přesahuje 5%. Tato asociace byla analyzována jako nejčastější typ pleustofytí vegetace a zpravidla souvisle pokrývá hladinu.

tř. *Potametea* Klika in Klika et Novák 1941

sv. *Potamion* Miljan 1933

as. *Elodeetum canadensis* Nedelcu 1967

/vodní vegetace s vodním morem kanadským/

Submerzní porost druhu *Elodea canadensis* měl ve fytocenologickém snímku pokryvnost téměř 100%. Snímkován byl v mrtvém meandru řeky.

sv. *Batrachion fluitantis* Neuhäusl 1959

as. *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis* Oberdorfer 1957

/vegetace menších toků chladnějších oblastí s hvězdošem háčkatým/

Výskyt fytocenózy druhu *Callitriche hamulata* je ve sledovaném území omezen pouze na několik krátkých úseků koryta řeky. Druh byl zjištěn v mírně až rychle tekoucí vodě. Toto

společenstvo se ekologicky pohybuje na rozmezí lotického a lenického biotopu (viz kap. 2.5.). Ve fytocenologických snímcích dosahuje pokryvnosti do 50%. Jiná vodní makrofyta nebyla přítomna.

[sv. *Ranunculon aquatilis* Passarge 1964]

Výskyt kvetoucího porostu lakušníku (*Batrachium* sp.) byl zjištěn v malém rybníku 610m J od pomníku hajného Dolečka. Než byl proveden podrobný průzkum lokality, rybník byl vypuštěn a druh nebylo možno determinovat.

tř. *Charetea Fukarek* ex Krausch 1964

sv. *Charion globularis* Krausch 1964

Jeden fyt. snímek (č. 288) zachycuje porost se stoprocentní pokryvností zástupce rodu *Chara*.

Hladinu pokrývají pleustofyty.

tř. *Isoëto-Nano-Juncetea* Br.-Bl. et Tüxen ex Br.-Bl. et al. 1952

sv. *Eleocharition ovatae* Philippi 1968

as. *Stellario uliginosae-Isolepidetum setaceae* Libbert 1932

/vegetace rybníčních okrajů se sítinou žabí a ptačincem mokřadním/

Nepříliš vyhraněná asociace byla zjištěna podél cyklostezky mezi Panským rybníkem a Bezprávím. Její maloplošný až bodový výskyt je zde vázán na antropogenně disturbovaná a občas zamokřená stanoviště. Pokryvnost porostu zde není vysoká a zpravidla se pohybuje okolo 30%, tudíž převažuje obnažený substrát. Jako nevýrazná subdominanta se uplatňuje *Potentilla supina*. Snímkem byl také zachycen výskyt neofytu *Veronica peregrina* a archeofytů *Echinochloa crus-galli* a *Tripleurospermum inodorum*, čímž má společenstvo poloruderální charakter. V průběhu sezóny však jednoleté druhy ustupují a zviditelňují se druhy vytrvalé, díky čemuž má tato vegetace krátkodobě periodický charakter. Pomístně asociace přechází do *Junco inflexi-Menthetum longifoliae*, zejména díky přítomnosti *Juncus inflexus*. Tyto přechody jsou však pozvolné a rozlišení obou asociací nejednoznačné.

tř. *Phragmito-Magno-Caricetea* Klika in Klika et Novák 1941

sv. *Phragmition australis* Koch 1926

as. *Phragmitetum australis* Savič 1926

/rákosiny s rákosem obecným/

Rákosiny byly v rámci zájmového území zjištěny na čtyřech lokalitách. Menší porosty představují degradační fázi na opuštěných vlhkých loukách, do kterých *Phragmites australis* expanduje. Přerůstáním subdominant *Carex acuta*, *Phalaris arundinacea*, případně zástupců sv. *Calthion* se vytváří výrazná dvouvrstevná struktura. Takové porosty náležejí k variantě *Galium palustre*. V litorálu Panského rybníka rákos trvale stojí ve vodě a má spíše

mezerovitou horizontální strukturu. Na opačné straně žel. dráhy se nachází plošně nejrozsáhlejší rákosina, která je zaplavovaná aluviální nebo tekoucí povodňovou vodou. Rákosina je zde velmi hustá, s velkou vrstvou stařiny, prakticky bez přítomnosti jiných druhů. Tyto druhově velmi chudé monocenózy *Phragmites australis* lze klasifikovat jako variantu *Lemna minor*. Lokálně vystupuje rákos obecný na násep železnice a získává tak ruderální bylinné podpatro. V takovém případě se jedná o var. *Urtica dioica*.

sv. *Eleocharito palustris-Sagittarion sagittifoliae* Passarge 1964

as. *Oenanthetum aquaticae* Soó ex Nedelcu 1973

/vegetace bažin s haluchou vodní/

Výrazně vyvinutá fytocenóza v malém rybníku 610m J od pomníku hajného Dolečka. Typickému společenstvu helofytů dominuje *Oenante aquatica*. Pořízeny byly 2 fyt. snímky, z nichž každý byl klasifikován v rámci jiné varianty. Tyto jsou však od sebe nevýrazně kvalitativně diferencované, protože se porost nacházel na přechodu mezi limózní a terestrickou ekofází. V důsledku pohybu vodního sloupce a částečnému odkrytí substrátu se v obou z těchto variant objevily některé druhy typické pro obnažená dna (*Eleocharis acicularis*, *Persicaria lapathifolia* subsp. *brittingeri*, *Bidens tripartita*, *Rumex maritimus*).

Jako var. *Lycopus europaeus* lze označit porost *Oenante aquatica*, v němž má vyšší zastoupení *Rorippa amphibia*, a je tedy přechodný k asociaci následující. Jeho převážná část dlouhodobě vegetuje ve vodě. Na hladině jsou přítomny pleustofyty. Fyt. snímek zachycující malý podíl rukve obojživelné a naopak vyšší podíl jednoletých helofytů lze ztotožnit s variantou *Carex bohemica*.

as. *Oenantho aquaticae-Rorippetum amphibiae* Lohmeyer 1950

/vegetace mělkých aluviálních tůní s rukví obojživelnou/

Porost dominantní *Rorippa amphibia* byl nalezen pouze v křovitém remízku před Kerharticemi /49.9746817N, 16.3410558E/.

as. *Alopecuro-Alismatetum plantaginis-aquaticae* Bolbrinker 1984

/mokřadní vegetace s žabníkem jitrocelovým/

Asociace dokumentována jediným fyt. snímkem blízko žel. zastávky Bezpráví. Bodový porost monodominantní *Alopecurus aequalis* je omezen na vlhkou terénní depresi, v níž se udržuje občasnou disturbancí.

sv. *Phalaridion arundinaceae* Kopecký 1961

as. *Rorippo-Phalaridetum arundinaceae* Kopecký 1961

/poříční rákosiny s chřastící rákosovitou/

Často se vyskytující vegetace (mono-)dominantní *Phalaris arundinacea*. Na štěrkových lavicích v korytě řeky jsou tyto fytocenózy několikrát do roka přeplovované vodou a umožňují i krátkodobou existenci konkurenčně slabších druhů. Tato varianta *Persicaria lapathifolia* je však ve studovaném úseku řeky zastoupena jen ojediněle. Druhové složení porostů mimo koryto řeky odpovídá variantám *Urtica dioica* s převahou vlhkomilných až mezofilních apofytů i hájových druhů (*Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Stellaria nemorum*, *Silene dioica*, *Stachys sylvatica*, *Geranium phaeum*) a var. *Deschampsia cespitosa* s akcesorním zastoupením lučních a mokřadních druhů (*Sanguisorba officinalis*, *Cirsium oleraceum*, *Bistorta major*, *Carex acuta*, *Filipendula ulmaria*, *Lysimachia vulgaris*). Obě varianty ovšem mezi sebou plynule přecházejí. Zajímavý je častý výskyt jarních efemeroidů (*Anemone* spp., *Ficaria verna*), které spolu s plazivými hemikryptofyty (*Ranunculus repens*, *Glechoma hederacea*) vytvářejí spodní podpatro. Fytocenózy s *Phalaris arundinacea* tak často získávají dvouvrstevnou vertikální strukturu. Mají charakter lemu podél břehů toku nebo plošných porostů na povrchu říční nivy.

sv. *Magno-Caricion elatae* Koch 1926

as. *Caricetum appropinquatae* Aszód 1935

/vegetace oligotrofních a mezotrofních stojatých vod s ostřicí odchýlnou/

Fytocenologický snímek této asociace byl pořízen vlevo oblouku žel. dráhy před Kerharticemi. Jedná se spíše o maloplošnou mozaiku bultů *Carex appropinquata* a mělké stojaté vody. Z vysokých bylin jsou přítomny *Phalaris arundinacea*, *Carex acuta*, *Carex pseudocyperus* a *Rumex aquaticus*. Největší zastoupení zde má ovšem *Elodea canadensis*, která spolu s pleustofyty vyplňuje vodní plochu. Společenstvo je do značné míry udržováno antropogenně odstraňováním nárostů dřevin pod elektrickým vedením. *Carex appropinquata* byla zjištěna také ve fragmentu ostřicového mokřadu u bývalé hájovny a ve vrbíně u Brandýsa n. O. (viz fyt. sn. 311), ovšem přítomnost pouhých dvou trsů neumožňuje vylíšení samostatné asociace.

sv. *Magno-Caricion gracilis* Géhu 1961

as. *Caricetum gracilis* Savič 1926

/mokřadní vegetace s ostřicí štíhlou/

Poměrně časté porosty *Carex acuta*, která vytváří maloplošné i plošně rozsáhlejší monocenózy, ve kterých její pokryvnost přesahuje až 90%. Získaný snímkový materiál lze poměrně snadno rozdělit mezi obě varianty. Var. *Lycopus europaeus* zahrnuje druhově velmi chudé cenózy na trvale nebo dlouhodobě zvodnělých stanovištích. Ostatní druhy jsou zastoupeny velmi akcesorně. Kromě (středně) vysokých bylin (*Rumex aquaticus*, *Lysimachia*

vulgaris, *Lythrum salicaria*, *Symphytum officinale*) bývají přítomny také druhy nižšího vzrůstu (např. *Persicaria amphibia*, vzácně i *Lysimachia thyrsoiflora*). Pomístně bývají přítomny i zástupci sv. *Lemnion minoris*. Nižší bylinné patro je většinou vyvinuto nesouvisle, ovšem v některých porostech druhy *Galium elongatum* a *Scutellaria galericulata* vegetaci výrazně stratifikují.

Var. *Ranunculus repens* zahrnuje již středně bohatou travinno-bylinnou vegetaci, ve které se v podúrovni *Carex acuta* uplatňují také spoludominanty nižšího vzrůstu. Nápadný bývá jarní aspekt, ve kterém dosahuje vysoké pokryvnosti především *Ficaria verna*, méně pak *Anemone* spp. Na dvouvrstevné struktuře se často podílí *Ranunculus repens*, *Lysimachia nummularia*, *Poa trivialis*, *Glechoma hederacea*. Tato varianta se často vyskytuje mozaikovitě na kontaktu s luční vegetací, což se projevuje přítomností typicky lučních vlhkobytných i mezofytních druhů jako např. *Lathyrus pratensis*, *Poa pratensis*, *Sanguisorba officinalis*, *Lychnis flos-cuculi*, *Rumex acetosa*. V jednom případě byl zaznamenán výskyt *Eleocharis uniglumis*. Některé porosty jsou silně ruderalizovány vysokým zastoupením *Urtica dioica*, *Galium aparine* či *Aegopodium podagraria*.

as. *Caricetum vesicariae* Chouard 1924

/mokřadní vegetace s ostřicí měchýřkatou/

Fytocenóza zachycena jediným snímkem. Kromě *Carex vesicaria* se vyskytuje *Lemna minor*, protože se jedná o zřetelnou variantu *Glyceria fluitans*.

as. *Caricetum vulpinae* Nowiński 1927

/mokřadní vegetace s ostřicí liščí/

Asociaci lze rozeznat v periodicky zvodnělé luční depresi 150m JZ od bývalé hájovny v osadě Luh. Kvalitativně je nejbližší variantě *Potentilla anserina*. Porost je pravidelně sečen.

[as. *Phalaridetum arundinaceae* Libbert 1931

/rákosiny stojatých vod a niv nížinných řek s chrasticí rákosovitou/]

Výskyt této asociace je možný, přestože nebyla s jistotou determinována z praktických důvodů uvedených v kap. 3.3.1.2.

tř. ***Querc-Fagetea***

sv. *Alnion incanae*

podsv. *Alnion glutinoso-incanae*

as. *Pruno-Fraxinetum* Oberdorfer 1953

Údolní jasanovo-olšové zaujímají celkově významnou část říční nivy. Dokumentovány jsou však jen pěti fyt. snímky, protože jsou v naprosté většině zredukovány na úzkou kulisu

břehových porostů podél koryta současné řeky i původních meandrů. Díky tomu se v bylinném složení projevuje silný okrajový efekt. Ve snímkaných porostech má stromové patro různě hustý zápoj. Keřové patro je zpravidla jen sporadicky vyvinuto a obvykle jej tvoří *Sambucus nigra*, méně pak *Prunus padus* nebo zmlazující dřeviny patra stromového. V bylinném podrostu jsou nejvíce zastoupeny typické vlhkomilné druhy (*Stellaria nemorum*, *Deschampsia cespitosa*, *Valeriana excelsa* subsp. *sambucifolia*, *Filipendula ulmaria*, *Geum rivale*, *Phalaris arundinacea*). Akcesorně jsou přítomny také mezofyty, které rostou na relativně suchých místech (*Impatiens noli-tangere*, *Dryopteris dilatata*, *Stachys sylvatica*, *Circaea lutetiana*, *Geum urbanum*). V tomto biotopu dosahuje vysoké pokryvnosti také invazní neofyt *Impatiens glandulifera* a *Impatiens parviflora*. Některé porosty mají silně ruderální charakter kvůli dominanci eutrofytů *Urtica dioica*, *Rubus caesius* nebo *Aegopodium podagraria*. Místy se vyskytují lijány (*Humulus lupulus*), naopak nebyly zaznamenány jarní efemeroidy.

Jelikož se jedná převážně o středně vlhkou olšinu, lze klasifikovat jako subas. *Pruno-Fraxinetum typicum*.

tř. *Alnetea glutinosae*

sv. *Alnion glutinosae*

as. *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* Schwickerath 1933

Jediný fragment mokřadní olšiny se nachází u Panského rybníka mezi železnicí a řekou. Oligotrofní charakter podtrhují druhy jako *Carex canescens* nebo *Carex pseudocyperus*, které dodávají mikroreliéfu typický kopečkovitý vzhled. Naopak přechod k eutrofnějšímu typu olšin naznačuje přítomnost *Carex acutiformis*. S vyšší pokryvností se uplatňují *Phalaris arundinacea*, *Phragmites australis*, *Calamagrostis canescens*, *Solanum dulcamara*, *Lycopus europaeus*, *Filipendula ulmaria*. Celoroční přítomnost stojaté vody umožňuje přežívání pleustofytů z čeledi *Lemnaceae*. Báze kmenů *Alnus glutinosa* vyvýšené nad trvale zvodnělý substrát jsou mikrostaništěm pro některé (hygro)mezofyty (*Impatiens noli-tangere*, *Athyrium filix-femina*, *Deschampsia cespitosa*, *Ficaria verna*).

sv. *Salicion cinereae*

as. *Salicetum cinereae*

Salix cinerea a její hybridy zpravidla vytváří křovitý plášť podél stromové vegetace (olšiny, vyšší vrbiny) nebo jsou mozaikovitě rozmístěny v nelesní vegetaci (rákosina u Panského rybníka).

tř. *Salicetea purpureae*

sv. *Salicion triandrae*

as. *Salicetum triandrae* Noirfalise in Lebrun, Noirfalise et Sougnez 1955

Středně vysoké keřové porosty *Salix triandra* a případně jejích hybridů roztroušeně lemují koryto Tiché Orlice, kde místy vyplňují úseky s absencí vyšších dřevin. Charakteristické jsou tím, že dobře snášejí mechanické působení proudící vody, a to i při zvýšených průtocích. Bylinné patro není vyvinuto nebo je velice chudé, tvořené přesahujícími druhy okolních biotopů.

as. *Chaerophyllo hirsuti-Salicetum fragilis* Müller et Görs 1958

Vysokokmenné světlé vrbové fytocenózy s dominancí *Salix fragilis*. Jsou maloplošné a navazují na olšiny as. *Pruno-Fraxinetum*. Bylinný podrost se takřka neliší od břehových olšin, dominuje zpravidla *Phalaris arundinacea*. Na antropogenně zvýšených březích s omezenou záplavou však výrazně dominují ruderalní druhy *Urtica dioica* a *Galium aparine*. Vysoké vrbiny rozeznané v tomto úseku řeky lze hodnotit jako subas. *Chaerophyllo hirsuti-Salicetum fragilis phalaridetosum*.

sv. *Salicion eleagno-daphnoidis*

as. *Salicetum purpureae* Wendelberger-Zelinka 1952

Výškově ±nestrukturovaná vegetace, která osidluje břehy řeky, případně zasahuje až do jejího koryta. *Salix purpurea* se zde vyskytuje velice maloplošně a ojediněle. Celková charakteristika porostů odpovídá popisu uvedenému pro as. *Salicetum triandrae*.

tř. *Epilobietea angustifolii* (sensu Moravec 1995)

sv. *Sambuco-Salicion capreae*

as. *Rubetum idaei* (komplex společenstev)

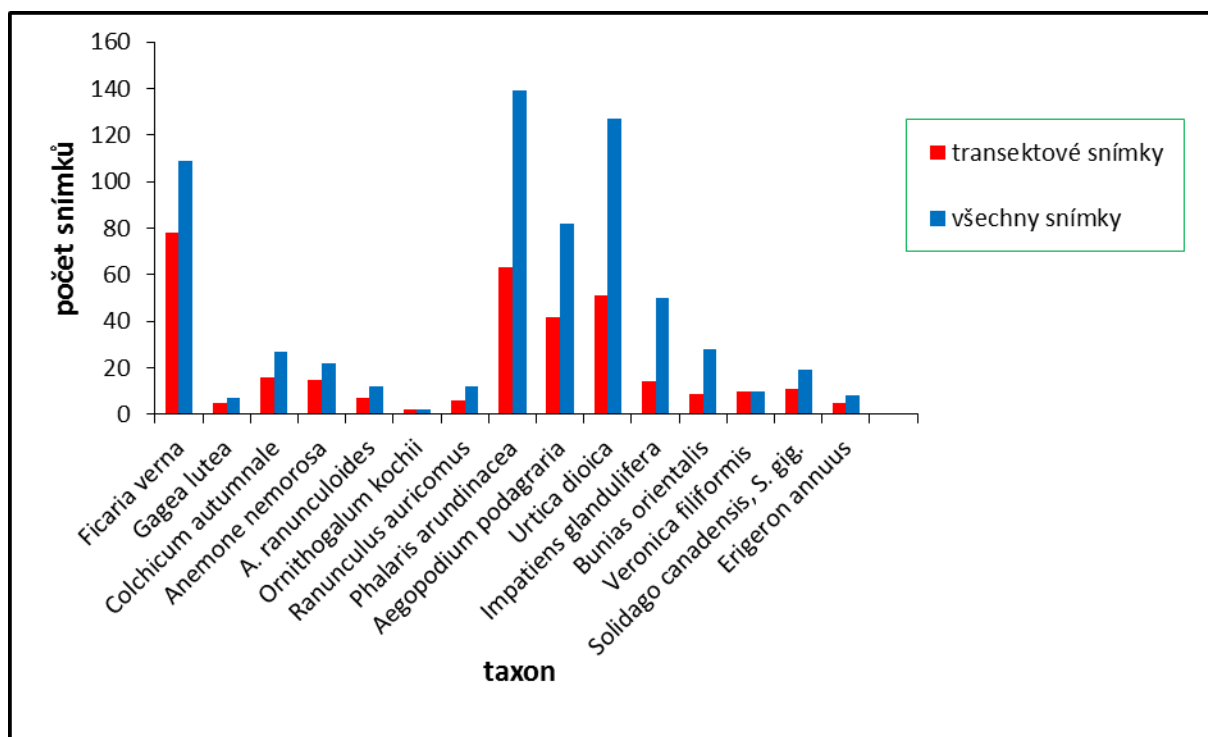
Spíše ojedinělé a víceméně zapojené porosty *Rubus idaeus*, které dosahují výšky vyššího bylinného až nižšího keřového patra. Bylinný podrost je převážně ruderalní, tvořený druhy kontaktního společenstva. Snímkovaná vegetace plynule navazuje na břehovou olšinu, kde je *Rubus idaeus* často součástí podrostu.

os. *Equisetum telmateia*-[*Phragmito-Magno-Caricetea*/*Galio-Urticetea*]

Porost s dominancí *Equisetum telmateia* hodnocené Kopeckého deduktivní metodou jako odvozené společenstvo s mezitřídni příslušností. Subdominuje *Urtica dioica*, ovšem jedná se spíše o expandovaný derivát tužebníkového lada, u něhož lze očekávat posun k ruderalní vegetaci.

4.2. Výskyt ekologických skupin druhů v prostoru říční nivy

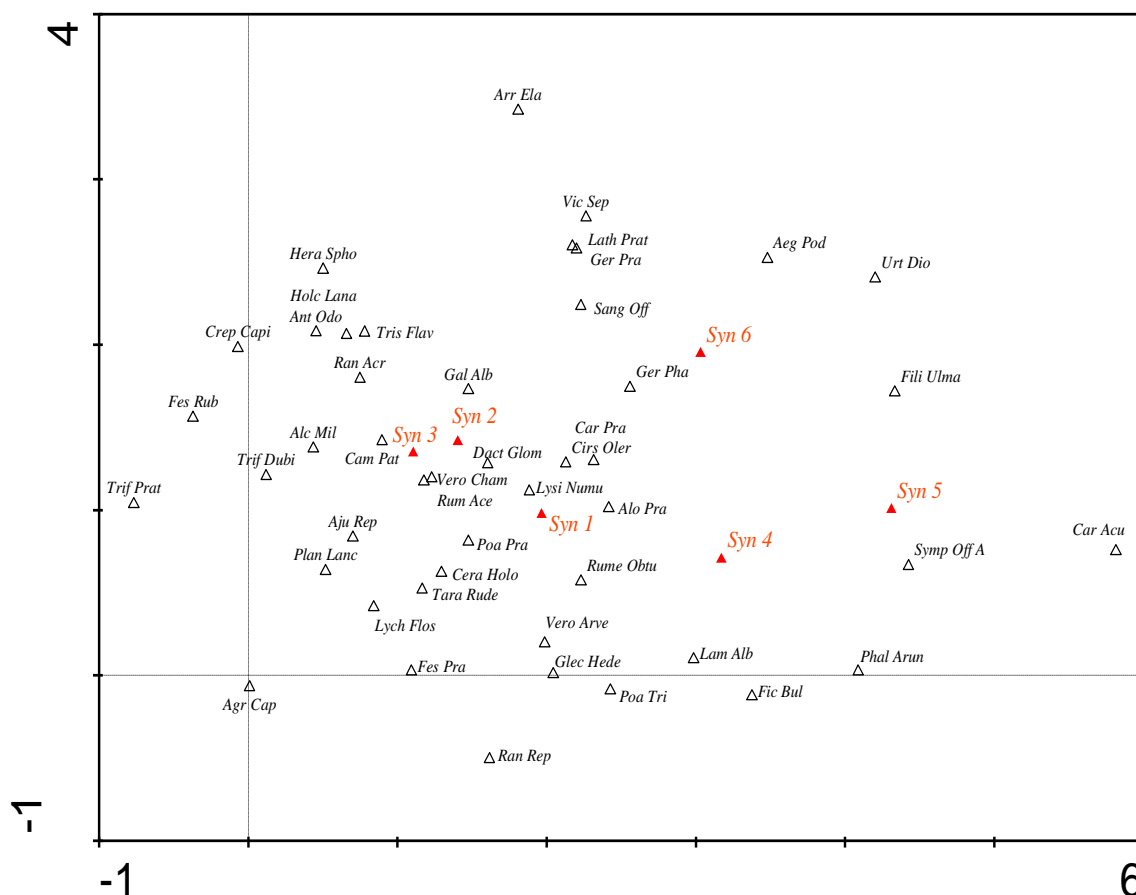
Následující výsledky jsou výstupem statistických analýz výhradně transektových fytocenologických snímků, jak bylo zdůvodněno v kap. 3.4.2.). Graf 1 ilustruje rozdíl ve frekvenci zastoupení vybraných druhů v preferenčních a transektových fytocenologických snímcích.



Graf 1: kvantitativní zastoupení zástupců analyzovaných ekologických skupin ve snímkovém materiálu.

4.2.1. Závislost na typu vegetace druhová diverzita

Graf 2 zobrazuje výsledek DCA-analýzy závislosti výskytu některých zaznamenaných druhů na různých typech vegetace (syntaxonomických skupinách). Podél 1. hlavní kanonické osy je patrný gradient, který značí přechod od luk středně vlhkých (syn. skup. 1, 2, 3) k ostřicovým mokřadům. Největší zastoupení mají druhy, které je možno označit především jako mezofyty a ve vztahu k úživnosti substrátu jako mezotrofní až mírně eutrofní.



Graf 2: závislost výskytu některých zaznamenaných druhů na syntaxonomických skupinách /výsledek analýzy programu CANOCO 4.5/. Příslušnost k transektu byla přidána do kovariáty. Zobrazení druhových dat je omezeno spodní 10%-ní hranicí. Obě kanonické osy vysvětlují 12,9 % a 4,4 % druhové variability.

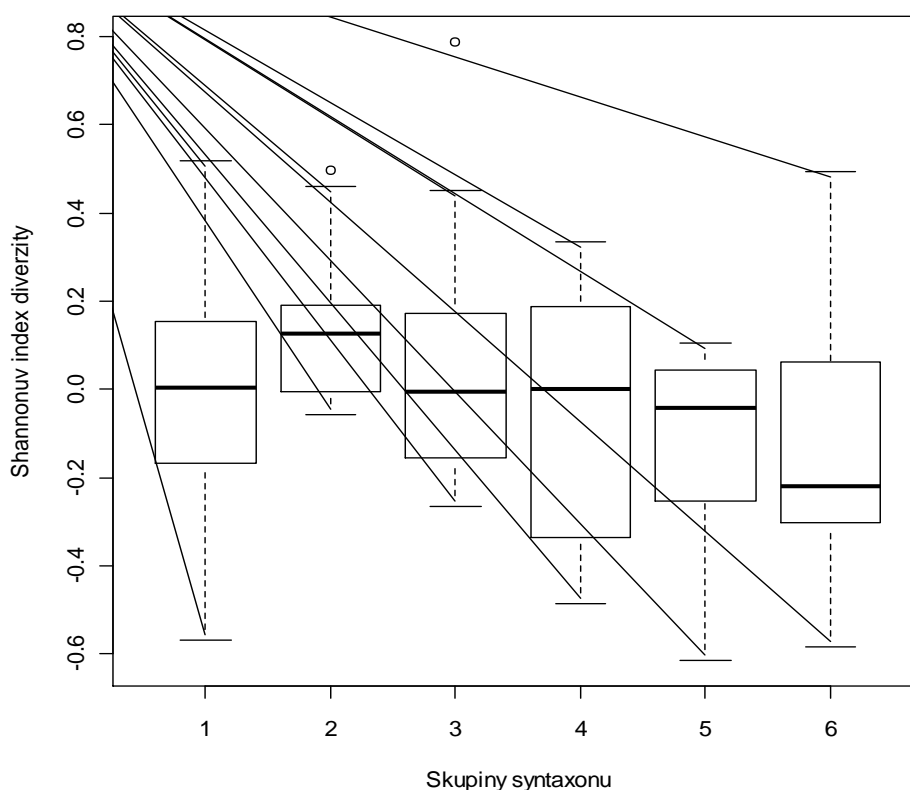
AegPod-*Aegopodium podagraria*, *AgrCap*-*Agrostis capillaris*, *AjuRep*-*Ajuga reptans*, *AlcMil*-*Achillea millefolium* agg., *AloPra*-*Alopecurus pratensis*, *AntOdo*-*Anthoxanthum odoratum*, *ArrEla*-*Arrhenatherum elatius*, *CamPat*-*Campanula patula*, *CarAcu*-*Carex acuta*, *CarPra*-*Cardamine pratensis*, *CirsOler*-*Cirsium oleraceum*, *CrepCapi*-*Crepis capillaris*, *DacGlom*-*Dactylis glomerata*, *FesPra*-*Festuca pratensis*, *FesRubr*-*Festuca rubra* agg., *FicBul*-*Ficaria verna* ssp. *bulbifera*, *FiliUlma*-*Filipendula ulmaria*, *GalAlb*-*Galium album*, *GerPra*-*Geranium pratense*, *GerPha*-*Geranium phaeum*, *GlecHede*-*Glechoma hederacea*, *HeraSpho*-*Heracleum sphondylium*, *HolcLana*-*Holcus lanatus*, *LathPrat*-*Lathyrus pratense*, *LamAlb*-*Lamium album*, *LychFlos*-*Lychnis flos-cuculi*, *LysiNumu*-*Lysimachia nummularia*, *PhalArun*-*Phalaris arundinacea*, *PlanLanc*-*Plantago lanceolata*, *PoaTri*-*Poa trivialis*, *RanAcr*-*Ranunculus acris*, *RanRep*-*Ranunculus repens*, *RumAce*-*Rumex acetosa*, *RumeObtu*-*Rumex obtusifolius*, *SangOffi*-*Sanguisorba officinalis*, *SympOffA*-*Symphytum officinale*, *TrisFlav*-*Trisetum flavescens*, *TrifDubi*-*Trifolium dubium*, *TrifPrat*-*Trifolium pratense*, *UrtDio*-*Urtica dioica*, *VeroArve*-*Veronica arvensis*, *VeroCham*-*Veronica chamaedrys*, *VicSep*-*Vicia sepium*

Výsledky této analýzy lze srovnat se synoptickou tabulkou v příloze II.

Následně byla v programu „R“ zjišťována závislost druhové diverzity a zvolených ekologických skupin rostlin na typech vegetace. Nejprve byl proveden Bartellův test homogenity variance syntaxonomických skupin. V případě zjištěných signifikantních rozdílů

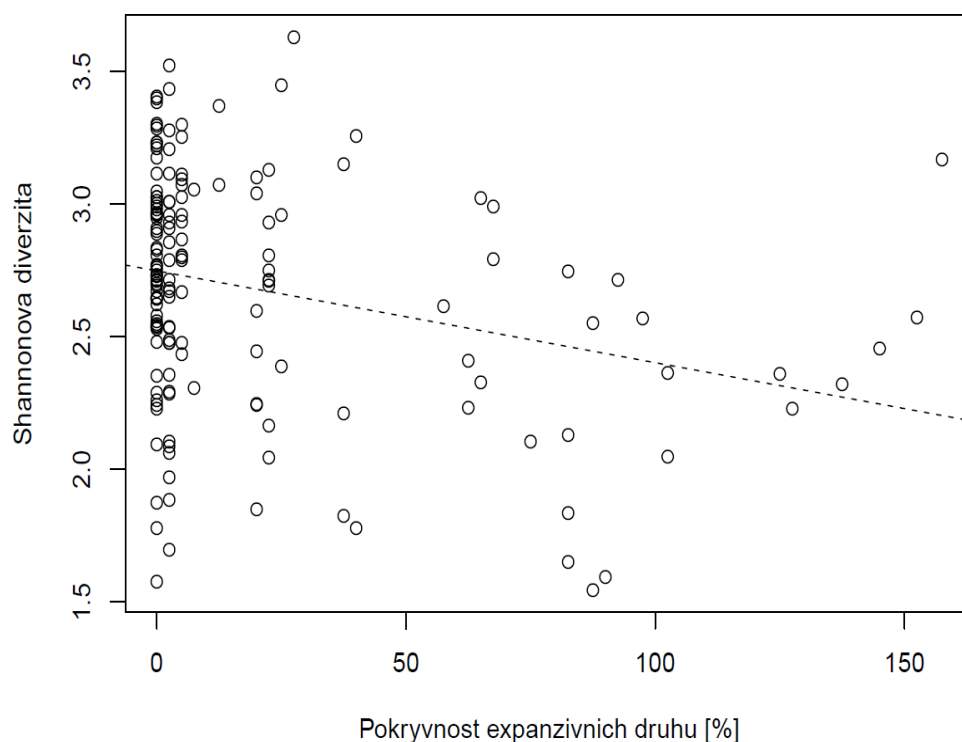
variancí byla provedena jejich analýza neparametrickým Kruskal-Valisovým testem, jehož výstupy po očištění dat od efektu kovariáty (=příslušnosti k transektu) prezentují grafy 3–5.

Graf 3 ukazuje výsledek testu závislosti druhové diverzity na příslušnosti do syntaxonomické skupiny. Bartellův test ($p=0.3385$) i následný Kruskal-Wallisův test podal signifikantní výsledek. Analyzovaná data naznačují, že největší diverzitu mají medvědkové louky (syn. skup. 2) a nejmenší ostřicové mokřady a ruderalní bylinná společenstva. Z krabicového diagramu opticky vyplývá, že mezi syntaxonomickými skupinami není významný rozdíl v diverzitě, jakkoli by se to dalo předpokládat např. mezi ostřicovou monocenózou a mesofilní loukou.



Graf 3: druhová diverzita jednotlivých syntaxonomických skupin (jejich popis viz tab. 2 v kap. 3.4.1.3.).

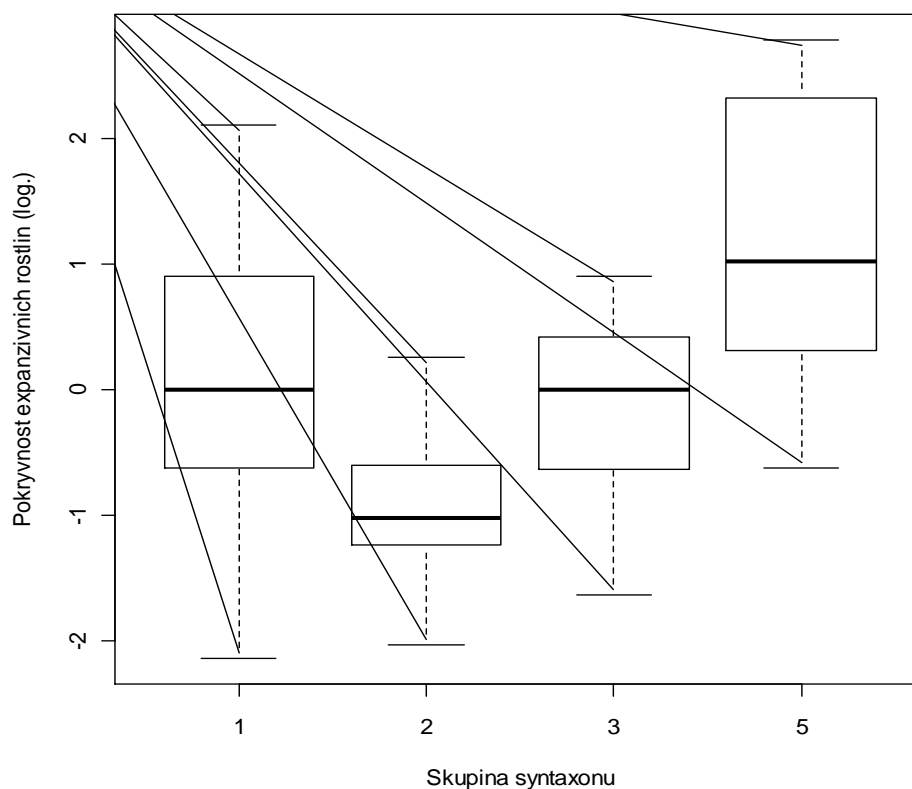
Snímkový materiál zachycuje signifikantní pokles druhové diverzity s rostoucí pokryvností expanzivních druhů rostlin ($p=0.0196$) (viz graf 4). Naopak závislost na pokryvnosti invazních druhů výpočet neprokázal ($p=0.9896$), ikdyž také zde je zřejmý trend poklesu rostlinné diverzity se zvyšující se celkovou pokryvností invadérů.



Graf 4: závislost druhové diverzity na pokryvnosti expanzivních druhů.

pokryvnost expanzivních/invazivních druhů

Byla testována závislost celkové pokryvnosti expanzivních druhů na příslušnosti do syntaxonomické skupiny. Bartelův ($p=0.003003$) a Kruskal-Wallisův ($p=0.0001133$) testy prozrazují signifikantně silný tlak expandérů na ostricové mokřady (syn. skup. 5), naopak nejmenší pokryvnosti expanzivní druhy dosahují v medvěčkových loukách (syn. skup. 2). Logicky nebyla testována vazba expandujících apofytů na jejich vlastní ekologické skupiny (4 a 6).



Graf 5: Průměrná pokryvnost expanzivních druhů v syntaxonomických skupinách (jejich popis viz tab. 2 v kap. 3.4.1.3.).

Závislost celkové pokryvnosti invazivních druhů na příslušnosti do syntaxonomické skupiny se jeví jako nesignifikantní. Rovněž vazba pokryvnosti jarních efemeroidů na syntaxonomickou skupinu není průkazná (Bartelův test $P=2.497$; Kruskal-Wallisův ($p=0.2657$)).

Z tabulky 4 vyplývá, že s celkovou pokryvností roste kvantitativní zastoupení invazivních a expanzivních druhů, ale i efemeroidů – a to v podobě jejich diverzity i dominance.

4.2.2. Závislost na krajinných a environmentálních parametrech

V programu „R“ byly dále testovány vztahy mezi výskytem stanovených ekologických skupin rostlinných druhů a celkové floristické diverzity na vzdálenosti od hlavních liniových prvků říční krajiny. Výstupy smíšených lineárních modelů jsou shrnuty v tabulkách 3 a 4.

Analýza transektových fyt. snímků neprokazuje vliv vzdálenosti od řeky ani od železnice na míru variability kvalitativního složení rostlinných společenstev ($p_{řeka}=0.172$, $p_{žel.}=0.5124$).

Počet expanzivních druhů signifikantně klesá se vzdáleností od řeky a zároveň roste se vzdáleností od železnice. Tento trend je dobře patrný i v případě efemeroidů. Prezence invadérů má v obou směrech klesající tendenci. Vztah druhové rozmanitosti efemeroidů a invazních/expanzních druhů není prokazatelný.

Také celkový procentický podíl expandérů a efemeroidů na pokryvnosti rovněž klesá směrem od řeky a stoupá od železnice. Invazivní druhy v tomto ohledu vykazují negativní korelaci s oběma liniemi. Dominance efemeroidů roste s podílem expandérů, naopak vztah k invadérům není signifikantní.

Tabulka 3: výsledky analýzy vlivu vzdálenosti od řeky a železnice na početnost druhů expandérů /EXP/, invadérů /INV/ a efemeroidů /EFEM/.

metoda	pevný efekt		náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
lme	EXP [počet]	vzdálenost od řeky	transekt	-1.25E-05	104	-2.85	0.0053
lme	EXP [počet]	vzdálenost od dráhy	transekt	3.92E-06	104	2.326028	0.022

	pevný efekt		náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
lme	INV [počet]	vzdálenost od řeky	transekt	-3.264165e-06	104	-2.116789	0.0367
lme	INV [počet]	vzdálenost od dráhy	transekt	-9.081182e-08	104	-0.528364	n.s.

	pevný efekt		náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
lme	EFEM [počet]	EXP [počet]	transekt	0.001089931	104	0.864235	n.s.
lme	EFEM [počet]	INV [počet]	transekt	0.0005463953	104	0.302485	n.s.

	pevný efekt		náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
lme	EFEM [počet]	vzdálenost od řeky	transekt	-6.036849e-06	104	-2.345952	0.0209
lme	EFEM [počet]	vzdálenost od trati	transekt	6.420649e-06	104	3.573971	0.0005

Tabulka 4: výsledky analýzy vlivu vzdálenosti od řeky a železnice na dominanci druhů expandérů /EXP/, invadérů /INV/ a efemeroidů /EFEM/.

metoda	pevný efekt	náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
--------	-------------	---------------	-----------------	----	-------------	---

	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
lme	EXP [%]	vzdálenost od řeky	transekt	-0.000144	104	-2.12	0.0365
lme	EXP [%]	vzdálenost od trati	transekt	0.000182	104	3.53	<0.001

	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
	pevný efekt		náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
lme	INV [%]	vzdálenost od řeky	transekt	-0.000008	104	-1.58	n.s.
lme	INV [%]	vzdálenost od trati	transekt	-0.000001	104	-0.77	n.s.

	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
	pevný efekt		náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
lme	EFEM [%]	EXP [%]	transekt	0.000282	1	2.91	0.0044
lme	EFEM [%]	INV [%]	transekt	0.000018	1	0.12	n.s.

	<i>závislý faktor</i>	<i>nezávislý faktor</i>					
	pevný efekt		náhodný efekt	velikost efektu	df	t-kriterium	p
lme	EFEM [%]	vzdálenost od řeky	transekt	-0.000029	104	-1.17	n.s.
lme	EFEM [%]	vzdálenost od trati	transekt	0.000098	104	3.26	0.0015

5. DISKUZE

5.1 Metodika

Následující kapitoly komentují terénní analytické postupy. Jelikož se jedná o zásadní fytocenologické problémy, které postihují samotnou podstatu práce v tomto oboru, musely být během tohoto výzkumu nějakým způsobem řešeny. Zde pojednaná problematika spolu velmi úzce souvisí a její části fakticky nelze od sebe oddělit, přesto je i tato část diskuze členěna do podkapitol kvůli lepší přehlednosti.

5.1.1. Sběr fytocenologického materiálu

Použitá metodika sběru fytocenologických snímků odpovídá běžně používaným postupům středoevropské fytocenologické školy. Již tento fakt může být předmětem kritiky. Např. Hédli (2005) považuje fytocenologický snímek za velmi nereprezentativní vzorek variability vegetace. Tomuto tvrzení naopak do značné míry oponuje Černý (2006) logickými argumenty. Samozřejmě, že i analýza vegetace vytvořená v této práci je nutně zatížena subjektivitou vyplývající ze způsobu sběru dat. Nicméně bylo snahou při práci v terénu vliv tohoto faktoru co nejvíce zmírnit. Použitý systém sběru dat odpovídá běžné praxi a konvencím ve středoevropské fytocenologii. Snažit se vymyslet systém zcela jiný není smyslem této práce.

Během výzkumu musely být řešeny 2 základní metodické problémy – rozměr (tvar) a poloha fytocenologických snímků. Oběma faktorům se podrobně věnují např. Moravec (1994), Krahulec et Lepš (1989) a Chytrý (2000), kteří rozebírají několik možných řešení.

5.1.1.1. Velikost a tvar snímku

Snahou bylo standardizovat rozměry snímků tak, aby dostatečně zachycovaly druhovou diverzitu v poměru na plochu, a to pro všechny rostlinné formace podobné fyziognomicky či ekologicky. Zvolené rozměry korelují s rozpětím, které doporučuje Moravec (1994) pro určité typy společenstev. Nejčastěji má snímek tvar čtverce o velikosti 16m². Těmto rozměrům byly přizpůsobeny také všechny snímky v transektech (s výjimkou jedné olšiny) nejen z důvodu fyziognomie porostů, ale rovněž s ohledem na následující statistické zpracování a případně i možnost opakovaného sběru v budoucnosti. Velikost snímku 16m² doporučuje pro většinu travo-bylinných společenstev také fytocenologická studie Chytrého et Otýpkové (2003). U

maloplošných společenstev jsou rozměry a tvar dány situací v terénu, nicméně i v těchto případech se příliš neodchylují obvyklých postupů a hranice jsou vedeny logicky. Typickým příkladem je liniový vrbový plášť nebo bodové terénní deprese osídlené mokřadní vegetací. Tímto způsobem však bylo ve studovaném území pořízeno jen malé množství snímků. Problematickým případem jsou jasanové olšiny lemující řeku, které proto nebyly do snímkování zahrnuty. Z důvodů uvedených v kapitole 3.1.3. by pořízení takových snímků vyžadovalo neúměrné odchýlení od zvoleného schématu a jejich přínos pro cíle této práce by nebyl adekvátní.

Velikost snímku 16m^2 je shodná s velikostí minimiareálu, pomocí něhož byla u nejčastějších typů vegetace stanovena (viz kap. 3.1.2.1.). Moravec (1994) ovšem požaduje, aby fyt. snímek byl větší než minimiareál a nezachycoval pouze fragment fytocenózy. V této práci se zdá být totožná velikost obou ploch jako dostačující vzhledem k zachycenému počtu druhů. Další zvětšování plochy snímku by v případě bylinné vegetace již bylo neúměrné a vedlo by k příliš velké časové náročnosti a nepochybně i k méně přesnému odhadu pokryvnosti. Přibližné sjednocení velikosti ploch je výhodné při srovnávání dat různých autorů (cf. Chytrý 2000).

Zde víceméně pokusně použitý koncept stanovení velikosti fyt. snímku pomocí minimiareálu využívá metodu závislosti počtu druhů na velikosti plochy. Podle představ klasické fytocenologie je takto možné objektivně určit velikost snímku. Bod zlomu na křivce závislosti je však pouhým artefaktem zvoleného měřítka, na kterém jsou závislé i ostatní dosud navržené metody. Neexistuje tedy jediná velikost plochy objektivně a bez dalších podmínek charakterizující společenstvo (Krahulec et Lepš 1989). Tito autoři však připouštějí, že pro určitý účel studia vegetace existuje optimální velikost snímku, přičemž závisí jen na schopnostech a znalostech fytocenologa, jak jemný dovede být jeho pohled. Takto lze pochopitelně charakterizovat stanovení velikosti fytocenologického snímku i v této práci.

Zvoleným tvarem fytocenologického snímku je vždy rovnoběžný čtyřúhelník. Moravec (1994) však připouští i použití kruhové plochy, u které se neprojevuje tzv. „rohový efekt“. Její nespornou výhodou je, že není nijak inklinována, a tudíž odpadá nutnost zjišťovat tento parametr např. při zakládání trvalých ploch. Zásadní nevýhodou je však v terénu faktická obtížnost vytyčit zcela pravidelný kruh. Toho by bylo možné docílit např. použitím pomůcky ve tvaru pevné obruče, což sebou nese jistá fyzická a technická omezení, především nemožnost libovolně měnit velikost snímku při použití jediné pomůcky. Alternativní způsob stanovení kruhové plochy spočívá v použití kolíku zatlučeného do země ve středu zamýšleného kruhu s provázkem, který výzkumník drží natažený za volný konec ve vzdálenosti poloměru plochy a chozením kolem středu opisuje kružnici. Tato jednoduchá

metoda má však podstatnou nevýhodu, která spočívá v pohybu fytocenologa po obvodu kruhu během odečítání pokryvnosti, při kterém ovšem může snadno ztratit přehled o poloze hranice snímku na momentálně vzdáleném okraji. Naproti tomu u čtvercového nebo obdélníkového tvaru lze hrany snímku třeba jen dočasně zřetelně vyznačit. Proto lze kruhový tvar snadno použít pouze na velmi malých studijních plochách. Takové uplatnění nachází např. při specifickém studiu synuzií semenáčků dřevin v lesním podrostu. V běžné fytocenologii si lze představit využití kruhu nejvýše u středně vysoké travobylinné vegetace na nepřilís zvodnělých stanovištích. Pro ostatní typy společenstev jsou tyto metody (při dodržení obvyklé rozlohy snímku) téměř nebo zcela nepoužitelné. Z těchto důvodů není použití kruhového fyt. snímku obvyklé a také v této diplomové práci není tohoto tvaru použito.

5.1.1.2. Zápis snímku

Použitá Braun-Blanquetova stupnice s jedním rozdělením stupně „2“ umožňuje časově přijatelný odhad pokryvnosti a současně omezuje subjektivitu odhadu na přijatelnou mez. Ve fytocenologických studiích se lze poměrně často setkat s rozdělením druhého stupně pokryvnosti ještě na další stupeň „2m“ (5%) nebo naopak jeho nedělením. Od rozlišení tohoto stupně bylo upuštěno. Podstatně méně je fytocenology používána česká Dominova stupnice, která je primárně desetičlenná, některými autory opět rozšířena o další stupně. Ve srovnání s Br.-Blanquetovou stupnicí jsou u této nižší a střední stupně vymezeny menším rozpětím pokryvnosti a 10. stupeň je určen pro pokr. 100%. Takovéto podrobnější dělení může přinést přesnější informaci o struktuře vegetace, zároveň však výrazně zvyšuje časovou náročnost a riziko neshody dvou a více výzkumníků. Proto byla i v této práci upřednostněna zcela běžně používaná stupnice Br.-Blanquetova. Výhodné použití Dominovy stupnice, případně i jiných podrobnějších stupnic, si lze představit v kombinaci s fotograficko-elektronickými metodami zjišťování pokryvnosti.

Obě uvedené stupnice jsou ve skutečnosti kombinované, tzn., že kromě dominance nižší stupně vyjadřují abundanci. Kromě obecného odklonu od zjišťování abundance (cf. Moravec 1994) je nevýhodou těchto stupňů jejich velmi neexaktní a vágní definice. Tím je dán značný prostor pro jejich dosti odlišné pojetí u různých autorů, a tím větší subjektivitu získaných dat. U Br.-Bl. stupnice lze takto charakterizovat st. „r, +, 1“ a případně „2m“, v Dominově stupnici je tento problém ještě zřetelnější a týká se až st. „3“.

Velmi nejednoznačné odlišení nižších stupňů vede některé fytocenology k jejich slučování. Obdobné zjednodušení je použito také v této práci u třech nejnižších stupňů při jejich transformaci na procenta (viz kap. 3.4.1.3.).

K určitému zkreslení údajů o pokryvnosti druhů i zápoje jednotlivých pater jistě dochází také v důsledku vertikální stratifikace porostu. Zejména u více strukturované lesní vegetace je dalším zdrojem nepřesnosti nutnost odlišení keřového a stromového patra, což je zvláště obtížné za přítomnosti různověkých dřevin tvořících podpatra. V takovém případě je přesnost analýzy vegetace snížena v důsledku výrazně horší přehlednosti nadrostu ve vertikálním i horizontálním směru, což klade podstatně větší nároky na fyzické schopnosti výzkumníka a jeho dovednost optického odhadu. Ve sledované části říční nivy nemají sporadické fragmenty olšin pralesovitou strukturu, nicméně náročnost jejich snímkování zvyšoval charakter bažinatého terénu. Odhad dominance komplikovala vertikální struktura také u lučních biotopů s velmi hustým zápojem svrchního podpatra, v jehož podrostu se často vyskytují jarní efemeroidy nebo plazivé hemikryptofyty.

Při použití jakékoliv stupnice a následné interpretaci je nutno brát v úvahu, že sběr fytocenologických dat bude vždy zatížen subjektivní chybou výzkumníka!

5.1.1.3. Design sběru fytocenologických dat

Důvody volby celkového designu a s tím spojená problematika (cíle práce, časová náročnost, terénní překážky) jsou uvedeny již v kap. 3.2.3. Pro sběr a následnou klasifikaci fytocenologických snímků byl zvolen nedokonale formalizovaný přístup znázorněný schématem na začátku celé kapitoly 3. Proto postupy komentované na tomto místě neoddělitelně souvisí s problematikou vlastní klasifikace pojednanou v kapitole 5.1.2.

5.1.1.3.1. Umístění snímku ve společenstvu a jeho variabilita

Kromě obecných zásad alokace snímků v nivě řeky je nutné také zmínit problematiku jejich rozmístění ve vztahu k určitému porostu.

homogenita

Velice častým konceptem při volbě umístění fyt. snímku, který byl v klasické fytocenologii donedávna hojně preferován (a možná stále je), je vymezení pokud možno homogenního porostu. Tento přístup typicky prezentuje Moravec (1994), který **homogenitu** společenstva považuje výslovně za nezbytnou podmínku pro jeho analýzu. K jejímu zjištění tento autor doporučuje nejprve nalézt plochu se stejnorodými stanovištními podmínkami zjištěnými pozorováním a následně se na ní pokusit vylíčit floristicky homogenní společenstvo. Jako postup navrhuje orientační zjišťování, zda se druhy s vyšší hustotou populací vyskytují opakovaně na různých místech vybrané plochy, s následným založením zkusných plošek rozmístěných v okolním porostu, které mají sloužit k porovnání s vybranou studijní plochou a

potvrzení její homogenity. Podle výše citovaného autora homogenita fytocenózy závisí na typu disperze jednotlivých druhových populací, přičemž u porostů s hrubozrnnou mozaikovitostí (shlukovitá disperze) není vždy snadné rozhodnout, jde-li o jedinou fytocenózu nebo o mozaiku dvou fytocenóz. Již v tomto bodě narážíme na problém definice (floristické) homogenity. Každé společenstvo může mít více či méně výrazně diferencovanou vertikální strukturu tvořenou různými taxony, jejichž sociabilita může mít podobu výrazně rozlišitelné synuzie. Typickým příkladem může být synuzie pleustofytů jako podrost rákosu obecného. Jedná se v takovém případě o homogenní společenstvo? Ve vertikálním směru lze na obě „vrstvy“ nahlížet jako na samostatné fytocenózy, přitom jejich populace nemusejí mít shlukovitou disperzi. Naprosto stejný problém nastává také při horizontální analýze vegetace, a to i za neměnných podmínek stanoviště. Moravec (1994) v kapitole věnované problému mozaikovitosti vegetace při stanovení její homogenity však výslovně nehovoří o struktuře ve vertikálním nebo horizontálním směru, čímž dostatečně nezdůrazňuje (nebo snad opomíjí) důležitý fakt. Z výše uvedeného je jasné patrné, že ať dané společenstvo (plochu) analyzujeme v jakékoliv rovině, vždy je základním parametrem zvolené měřítko. Homogenita je tedy funkcí měřítka, které má 2 složky – zmo a rozsah (cf. Wiens 1989). Krahulec et Lepš (1989) nastolují další otázky týkající se vymezení homogenity – kterou hodnotu zvolit (pokryvnost, frekvenci, produkci?), když je každá „homogenní“ při jiném měřítku, a jakou míru má mít.

Otázkou je, jaký smysl má vylišení porostu, který bychom označili za homogenní. Fytocenologové mnohdy volili pro pořízení snímků uniformní chudé porosty, patrně též s vidinou jejich snadné klasifikace nebo popsání nového syntaxonu. Výsledkem pak bylo nejen popisování nezměrného množství vegetačních jednotek. Homogenní porost však automaticky není zárukou snadné klasifikace! Dle použitého přehledu vegetace nemusí být floristicky jednoduchá cenóza považována za samostatný syntaxon, ale může se jednat o blíže neurčené odvozené společenstvo. Konkrétní příklad ze studovaného území je uveden v kapitole 4.1. Homogenita porostu zpravidla usnadní praktické provedení analýzy vegetace nežli její klasifikaci.

cenotické optimum

Při charakterizaci jednotky by měla být zjištěna pokud možno celá šíře její rozmanitosti pomocí zápisů porostů netypických, ale k jednotce ještě patřících (Blažková 2006). Proto je jedním z vytyčených úkolů v celém studovaném úseku řeky zachytit rozlišené typy vegetace v jejich variabilitě, čemuž bylo přizpůsobeno rozmístění preferenčních snímků. Nejprve bylo

přikročeno k vyhledání (a snímkování) syntaxonů s druhovou skladbou, kterou Chytrý (2007) označuje jako „*cenotické optimum*“ (pokud se v daném území vyskytují). Zde se nabízí otázka, co je cenotické optimum, a jak se rozezná. V podstatě se jedná o problém ekvivalentní ke stanovení homogenity. Citovaná literatura kromě tohoto pojmu používá i jiné obdobně myšlené termíny, ovšem jejich význam blíže nespecifikuje. V podstatě se jedná o snahu postihnout „jádro syntaxonu“, přičemž je rozhodující, co za syntaxon považujeme, na jaké je úrovni a jak široce je vymezen. Pokud vezmeme za příklad Chytrého (2007) jako cenotické optimum označuje některé varianty asociací, na jejichž úrovni jeho klasifikace často začíná. Můžeme si tak nepřímou vytvořit představu společenstva, které je floristicky a ekologicky zřetelně definováno, s vysokým podílem diagnosticky významných, ekologicky a geograficky specializovaných druhů. Avšak důsledně vzato, při ještě podrobnější analýze bychom mohli zkoumat též variabilitu variant. Proto je třeba připomenout, že termín „cenotické optimum“ je v této práci používán ve vztahu k syntaxonu, který je uznáván konkrétním přehledem vegetace (!). Tento pokus o definici je však vhodný pro druhově bohatší cenózy (luční, lesní), které mohou osidlovat stanoviště v širším ekologickém gradientu, mají tudíž zpravidla divergentní hranice a projevují značnou variabilitu v druhovém složení, kterou je možné často vyjádřit nižšími jednotkami než je asociace. U přirozeně chudých jednotek vegetace (společenstva vysokých ostřic, helofytní vegetace) může takováto definice vytvářet poněkud zkreslenou představu, protože i asociace s rozlišenými variantami (zpravidla 2) jsou ve srovnání s mezofytní vegetací dosti úzce ekologicko-floristicky definovány a vůči jiným fytocenózám mají většinou konvergentní hranice. Extrémním příkladem jsou asociace akvafyt a zejména pleustofyt, jež jsou současným přehledem vegetace ČR vymezeny natolik úzce (často 1 nebo 2 diagnostické druhy), že lze o nějaké variabilitě a vzdalování se od cenotického optima stěží hovořit. Na druhou stranu je nutno podotknout, že když asociace nemá stanoveny varianty, automaticky to neznamena absenci variability v druhovém složení (!).

Je evidentní, že zdánlivě jednoduchý a jasný záměr identifikovat syntaxony v jejich „ideální podobě“ a takto je dokumentovat, naráží na nejasnou představu, jak vypadá „zlatý střed“ jejich druhového složení. Typickým příkladem individuálního vnímání rostlinných společenstev je Hadačem (1978) popsaná as. *Aegopodio-Geranium pratensis*, která v nivě T. Orlice představuje pouze přechodnou fázi mezi apofytními lody a aluviálními loukami. Nový národní přehled vegetace se pokouší cenotické optimum a přechodné fáze asociací vymezit pomocí variant. Jejich vylišení je však velmi závislé na množství dostupného fytocenologického materiálu. Absence variant u některých asociací je dána jeho nedostatkem, nikoliv však malou variabilitou fytocenózy, jak upozorňuje sám autor (cf. Chytrý 2007, 2009,

2011). V důsledku, pokud asociace není vymezena příliš úzce (např. u pleustofyt), více se subjektivizuje chápání možného cenotického optima. I z tohoto důvodu nelze hovořit o zcela objektivně chápaném floristickém rozmezí společenstev. Např. Krahulec et Lepš (1989) uvádějí příklad, kdy „přechodové“ společenstvo může být po dlouhou dobu stabilním a plošně zajímavým typem vegetace.

Tato práce se snaží v mezích možností zdokumentovat obraz vegetačního pokryvu stanoveného úseku nivy Tiché Orlice. Ve snaze o co největší objektivitu byly fyt. snímky umísťovány rovněž do porostů mimo předpokládané cenotické optimum (jak je zde chápáno), a to i za cenu, že bude o to obtížnější následná klasifikace (příkladem jsou asociace, u nichž část snímků nebyla přiřazena k existujícím variantám; viz tabulky v příloze II). Díky zvolenému přístupu k méně vyhraněným fytocenózám je tato práce dokladem toho, že požadavek homogenity analyzovaného společenstva je pro objektivní studium vegetace nepřijatelný.

I při popisované snaze o objektivizaci vegetačního výzkumu se nejedná o náhodný výběr ploch (snímků). U takto pojatého výzkumu se nelze vyhnout určité osobní názorové invenci při jejich umísťování. Snímky nebyly pořizovány tam, kde by to bylo zcela nelogické, a získaný obraz vegetace by nedával smysl. Jinak řečeno, poloha snímku nikdy nebyla volena tak, aby např. polovinu plochy tvořila řeka a polovinu louka, přičemž výsledkem analýzy by byla nesmyslná druhová kombinace vodní a mezofytní luční vegetace. Hranice snímků byly korigovány podle tvarů mikroreliefu, pakliže tento tvořil výraznou hranici mezi společenstvy. Pokud se ovšem jednalo o ekologicky velmi podobná stanoviště, jejichž vegetační kryt spolu syngeneticky souvisí, muselo být rozlišováno, zda mezi společenstvy existují plynulé přechody (zpravidla v podobě variant asociací), nebo zda se jedná o konvergentní hranice. Typickým příkladem střídání a prolínání společenstev jsou v tomto území psárkové louky, tužebniková a chrsticová lada, jejichž zastoupení se mění v závislosti na změnách hospodaření. Pakliže bylo shledáno, že by na standardně zvolené ploše snímku bylo možné vylíšit fyziognomicky a floristicky zcela odlišné fytocenózy oddělené jen několikacentimetrovou ostrou hranicí, fyt. snímek nebyl umístěn.

5.1.1.3.2. Alokace snímků v nivě řeky

Přístup ke sběru fytocenologických dat a jejich klasifikaci byl již označen jako nedokonale formalizovaný, definující vegetační jednotky před sběrem dat.

Pro účely klasifikace je důležité zachytit rozsah celé variability vegetace daného území, přičemž zaznamenání vzácných druhových kombinací je stejně důležité jako běžných typů

(Austin 1998). Tento úkol mělo splnit tzv. preferenční snímkování, jehož smyslem bylo co nejobjektivněji zachytit požadovanou variabilitu společenstev. Restrikce v rozmístění fyt. snímků byla provedena pouze v případě uvedeném v kap. 3.2.3. Na preferenční snímkování jsou mezi fytocenology rozporuplné názory. Podle Hédla (2005) se v tomto případě jedná o dvojí preferenční výběr – preferenčně umístěné snímky v apriorně rozlišených vegetačních typech. Autor takový přístup silně kritizuje právě s poukazem na tvorbu nereprezentativních dat. Černý (2006) však zastává názor, který je této diplomové práci podstatně bližší, že v případě snahy fytocenologa o zachycení zjevné variability vzniká popis jakýchsi jader vegetace a nikoliv soubor chimérických syntaxonů bez vazby na reálnou vegetaci.

O určité formě formalizace lze hovořit u snímků transektových. Tyto jsou prostorově a velikostně standardizovány víceméně do podoby mřížky se stejně velkými body. Každá mřížka je uzpůsobena konkrétnímu výseku krajiny. Nejedná se tedy o náhodné rozmístění. Určitý prvek náhodnosti je zde uplatněn tím, že mřížka byla \pm náhodně započata, a podle Hédla (2005) se v takovém případě jedná o stratifikovaný výběr. Nicméně i u těchto snímků byla provedena restrikce v případě umístění do ekologicky nevhodného biotopu (z hlediska jejich účelu).

5.1.2. Klasifikace vegetace

Klasifikace vegetace byla nedokonale formalizovanou metodou, založenou na do určité míry subjektivním vnímání hranic mezi jednotkami stanovenými použitým vegetačním systémem. Snaha co nejvíce přizpůsobit rozlišené cenózy národnímu přehledu vegetace umožňuje maximální kompatibilitu dat na podstatně větší prostorové škále, než je vytyčený úsek řeky. Vliv vlastního přístupu ke klasifikaci je významně omezen již samotným použitím syntaxonomického systému nelesní vegetace, který je formalizovaný na národní úrovni. Nicméně i tento přehled je zatížen určitou mírou subjektivity (viz řízená klasifikace, možnosti subjektivní volby sociologických skupin, účelová úprava formálních definic, subjektivní sdružování některých asociací). Soubor snímků obsažený v národní fytocenologické databázi byl vytvářen též převážně nenáhodně (cf. Chytrý 2007) a obraz společenstva je pak v databázi zkreslený (Blažková 2006). Přesto vznikl vysoce formalizovaný a široce uplatnitelný přehled vegetace.

Nedokonale formalizovaná klasifikace je zpravidla podložena hlubokou terénní zkušeností a na úrovni konkrétní krajiny může být z praktického hlediska nedoceníitelná. Nicméně i formalizovaná klasifikace je nutně subjektivním procesem, protože klasifikační kritéria vybírá

člověk (Chytrý 2000). Snažit se tedy o zcela objektivní vlastní klasifikaci, navíc pouze na vymezeném úseku řeky, by bylo neúčelné.

5.1.2.1. Klasifikace vs. ordinace

Klasifikace může být ve fytocenologii definována jako syntetická metoda pro sdružování fytocenóz do vegetačních jednotek (logických tříd) uspořádaných v hierarchickém systému. Ordinace je syntetická metoda pro uspořádání fytocenóz pomocí matematického aparátu (Moravec 1994), jejímž cílem je snadněji rozlišit specifické fytocenologické vztahy nebo trendy (Orloci 1973).

Ordinace a klasifikace jsou v současné době dvě hlavní fytocenologické techniky pro uspořádání primárních dat o vegetaci. Jsou komplementární a mohou se vzájemně kombinovat, ikdyž ne zcela nahrazovat. Klasifikace předpokládá určité diskontinuity ve zkoumané vegetaci, ordinace přistupuje k vegetaci jako ke kontinuu. Ordinace je jedna z technik gradientové analýzy. Jejich základem je představa, že vliv prostředí se odráží ve složení vegetace (Krahulec et Rejmánek 1980). Klasifikace vytváří systém tzv. logických tříd, které lze sdružovat do vyšších řádů, což umožňuje přehledné řazení mnoha objektů na různých úrovních. Naopak ordinace vytváří tzv. logické typy, tj. modely, které v souborech přírodních objektů spojených navzájem přechody jejich vlastností představují „ideální“ případy. Jsou navzájem rovnocenné, lze je ovšem použít i klasifikačním způsobem, pokud empiricky vymezíme rozsah proměnlivosti kolem jejich jádra, a tím definujeme určitou logickou třídu (Moravec 1994). Tato metoda má nezastupitelné místo jako nástroj pro přehledné utřídění poznatků (Chytrý 2000).

Přestože se v dnešní době při vědeckém studiu ekologických souvislostí hojně používají ordinační metody, běžné terénní studie ve středoevropských podmínkách v naprosté většině vegetační kryt klasifikují. Nejen z toho důvodu byla v této práci zvolena metoda klasifikace. Jednotky takto vylíšené (resp. jejich různé úrovně) jsou často používané v praxi např. při plánování zásahů do krajiny či péče o biotopy (viz Chytrý 2010), díky čemuž jsou tyto výsledky srozumitelnější případným uživatelům.

5.1.2.2. fytocenóza vs. syntaxon

Fytocenózu lze definovat jako jednu nebo několik druhových populací rostlin, které společně osídľují určité životní prostředí, ve kterém se samovolně udržují a kde dosahují určité dynamické rovnováhy. V takovém společenstvu na sebe působí rostliny a prostředí i jedinci

v rámci druhové populace i mezi populacemi (Moravec 1994). Podle Neuhausla (1980) je výběr druhů a jejich populací ve fytocenóze určován prostředím. Autor nepočítá mezi fytocenózy labilní vývojová stadia, náhodné agregace rostlin (nálet semenáčků) a jiné primitivní formy.

Fytocenologie a syntaxonomie zužují problém stanovení fytocenózy téměř výhradně na nadzemní části rostlin. Např. Moravec (1994) bere v úvahu význam podzemních částí pouze při stanovení homogenity porostu. Jak podotýká Krahulec et Lepš (1989), situace je o to složitější, že i druhy, které nejsou spolu v přímém fyzickém kontaktu nad zemí, mohou být vzájemně ovlivňovány allelopaticky, mykorrhizou atd. Zároveň poukazuje na nelogičnost opomíjení ostatních taxocenóz při studiu vegetace, které jsou ve vztahu s cévnatými rostlinami, nicméně připouští, že má smysl zaznamenávat jen druhy té taxocenózy, kterou chceme klasifikovat. (Underwood (1986) dochází k názoru, že většina definic společenstva je arbitrární a že uspořádání a procesy by se měly studovat v několika prostorových a časových škálách, jak již bylo několikrát během diskuze i v metodice řečeno.

Zahrnutí i jiných složek biocenózy do studia určité cenózy je jistě logické z hlediska ekologického. Takový komplexní přístup je však v praxi velmi náročný, byť jen na omezené studijní ploše. V podmínkách běžného vegetačního průzkumu prováděného jedním fytocenologem takřka neproveditelný. I tato práce je zaměřena na studium nadzemní části taxocenózy cévnatých rostlin s ohledem na vytyčené cíle.

Syntaxon je vegetační jednotka určitého ranku, která je definována rozsahem a obsahem. Pro definici (vylišení) vegetační jednotky dosavadní syntaxonomie používá koncept floristický (Moravec 1994). Druhové kombinace vymezující syntaxony mají specifické ekologické nároky, což implikuje, že tyto jednotky mají také ekologický význam (Černý 2006).

Poněkud nejednoznačně může být chápán význam pojmu varianta, tak jak jej používá nový přehled vegetace. Dle Chytrého (2007,...) vyjadřují varianty buď cenotické optimum nebo přechodnost k jinému syntaxonu. Termín „přechodnost“ však může být chápán velmi subjektivně a je spíše relativní. Příkladem ve studovaném území mohou být kostřavovo-trojštětové louky as. *Poo-Trisetetum flavescens*, které se zde vyskytují téměř výhradně ve formě vlhčí varianty, která je zde přechodem k psárkovým loukám. Nicméně se jedná o fyziognomicky charakteristické a plošně významné louky, o nichž nelze říci, že to nejsou vůči okolí floristicky vyhraněné fytocenózy.

Pojmy „fytocenóza“ a „syntaxon“ jsou v odborné literatuře chápány velmi různorodě. Někteří autoři chápou fytocenózu jako jakékoliv uskupení rostlin, jiní tento pojem různě zužují (Krahulec et Lepš 1989). Nejednoznačný a do značné míry shodující se výklad obou pojmů je

též důsledkem, že někteří fytocenologové (např. Neuhäusl 1980) měli tendenci definovat fytocenózu ve vztahu k syntaxonomii a vyřazovat ze studia objekty nevhodné ke klasifikaci. Tím docházelo ke ztotožňování fytocenologie a syntaxonomie (cf. Krahulec et Lepš 1989). Význam diskutovaných pojmů chápány v rámci této práce je popsán v kapitole 3.2.4.1.

5.1.2.3. Curyšsko-montpelliérský směr

/Braun-Blanquetova škola/

Principem tohoto směru je současná klasifikace rostlinných společenstev a jejich znaků (složení, struktura, ekologický charakter). Za nejvýznamnější znak je pokládána přítomnost určitého druhu, za méně významný pak jeho dominance nebo funkce. Ústředním kritériem pro hodnocení významu druhů je jejich vazba na určitý syntaxon. Jelikož se opírá o celkové druhové složení společenstev, nazývá se též floristicko-fytocenologický (Moravec 1994).

Základní jednotkou tohoto systému je *asociace*. Přestože jsou asociace charakterizovány floristicky, je při jejich vymezení často druhotně přihlíženo k abiotickým složkám ekosystému i k celkovému začlenění do souboru přírodních jevů v krajině. Její stanovení je převážně stále empirické (Neuhäusl 1980). Flahault et Schröter (1910) definovali asociaci jako rostlinné společenstvo určitého floristického složení, jednotných stanovištních podmínek a jednotné fyziognomie.

Klasifikační systém C-M školy využívá k definici vegetačních jednotek druhy či jejich skupiny, které odlišují určitou jednotku od jiné. Tyto byly nejprve označeny jako diagnostické a byly dále členěny na druhy význačné (charakteristické), které vymezují pouze určitou jednotku od všech ostatních, a diferenciální, vymezující jednotku jen vůči některé a přesahují výskytem i do jednotek jiných. Čím početnější je skupina diagnostických druhů, tím výrazněji je jednotka charakterizována. Tyto však mají regionální platnost. Určitá skupina diagnostických druhů je v maximálním počtu zastoupena jen v některých porostech, které lze označit za „jádro jednotky“ (Moravec 1994).

Nespornou nevýhodou takto pojaté klasifikace je, že umožnila popsat velmi nepřehledné množství syntaxonů bez kritického zhodnocení jejich variability alespoň v určitém nadnárodním měřítku. Již od jeho počátku se jako asociace popisovaly společenstva později chápána jako geografické odchylky. V současné době je zjevná snaha o zpřehlednění celého systému tvorbou moderních národních seznamů.

5.1.2.4. Induktivní přístup

Definice syntaxonů na základě druhového složení umožnila tomuto směru vybudovat induktivně syntaxonomický systém. V něm jsou rozlišovány vegetační jednotky na syntaxony hlavního ranku (třída, řád, svaz, asociace) a vedlejšího ranku (podtřída,..., subasociace,...). V 50. letech byly zavedeny jednotky vedlejšího ranku - varianta, jako jednotka podmíněná makroklimaticky, vikarianta (geograficky) a subasociace (edaficky). Naopak facie charakterizovaná pouze lokálním převládnutím některého druhu bez kvalitativní změny složení již není za syntaxon považována. Nejnižší povinnou klasifikační jednotkou je asociace. Syntaxony vedlejšího ranku nejsou povinnou složkou systému (Moravec 1980, 1994).

Induktivně je v této práci klasifikována naprostá většina vegetace.

5.1.2.5. Deduktivní přístup

Zakladatelem deduktivního přístupu ke klasifikaci vegetace byl Kopecký et Hejný (1971, 1973), přičemž podle prvního autora se tato metoda někdy nazývá. Principem je určování syntaxonomické příslušnosti shora, kdy se může klasifikace zastavit na vyšší úrovni než je asociace.

Podle Kopeckého deduktivní metody nejsou společenstva složená jen z druhů o široké cenologické amplitudě považována za asociace, ale za spol. s pouhou svazovou, řádovou nebo třídní příslušností. Metoda rozlišuje společenstva **bazální** (složená z druhů význačných a diferenciálních vyšších syntaxonů a z druhů průvodních) a **odvozená**, která vznikají z bazálního spol. podstatným zvýšením stálosti a pokryvnosti jednoho až dvou průvodních druhů. Asociaci považuje za sociologicky nasycené společenstvo, v němž některé druhy s úzkou cenologickou amplitudou mají optimum výskytu. Deduktivní metoda využívá tedy stávajícího systému vyšších syntaxonů. K určení synt. příslušnosti lze užít jen těch vyšších jednotek, které jsou dostatečně ohraničitelné vlastními význačnými a diferenciálními druhy. Jméno bazálního společenstva je tvořeno ze jména dominantního třídního, řádového nebo svazového druhu a z názvu vyššího syntaxonu, ke kterému spol. přísluší (Kopecký et Hejný 1971, 1980).

Výhodou deduktivní metody je možnost zařadit a utřídit převážnou většinu reálně existujících společenstev, jejichž zařazení není chápáno jako neměnné. Metoda umožňuje typizovat i cenózu, která reálně stojí mezi dvěma vyššími jednotkami současného systému (Kopecký et Hejný 1980).

Alespoň v českých fytocenologických studiích je Kopeckého deduktivní metoda používána především ke klasifikaci ruderální, segetální, případně i vodní vegetace. Díky novému národnímu přehledu (převážně viz Chytrý 2009), který již zpracoval převážnou část reálně se vyskytujících společenstev, význam deduktivní metody již ustoupil do pozadí. Nicméně, jak ukazuje tato diplomová práce, stále může najít vhodné uplatnění. Zde je pomocí této metody hodnocen monodominantní porost *Equisetum telmateia*, který v dosavadních českých přehledech vegetace nemá žádnou příslušnost. Deduktivně jsou zde popsány též porosty s dominancí *Phalaris arundinacea* a parožnatek (*Chara* sp.). V těchto případech však nebyl pořízen zápis přesně v souladu s touto metodikou (viz kap. 4.1).

Je vhodné zmínit, že rozdělení na induktivní a deduktivní způsob klasifikace se vztahuje spíše na počáteční popisování fytocenóz a jejich zařazování do vyšších vegetačních jednotek.

Při práci s již hotovým vegetačním systémem zpravidla postupujeme při identifikaci syntaxonu „shora dolů“, kdy snadněji rozeznáme nejprve vyšší vegetační jednotku (např. nejprve rozeznáme olšinu nebo pcháčovou louku, potom teprve při detailním studiu jsme schopni určit asociaci).

5.1.2.6. Vliv prostorového měřítka

Problematika prostorové škály a jejího subjektivního vnímání byla zmíněna již několikrát (více v kap. 3.2.2., 5.1.1.3.1.). Relativní heterogenita stanoviště vytváří drobná prostředí nižšího stupně (Holub 1980). Při praktickém terénním výzkumu (např. mapování vegetace) to znamená, že fytocenolog je nucen se rozhodnout, zda mapuje jedno společenstvo nebo mozaiku. K tomu ještě přistupuje možnost chápat mozaikovitost ve vertikální či horizontální rovině. Pokud botanická literatura hovoří o prostorové struktuře, ve smyslu determinace fytocenóz se obvykle jedná o rovinu horizontální, ikdyž syntaxonomické studie tento rozměr běžně nedefinují a jedná se spíše o podvědomě užívaný úzus.

S rostoucí velikostí plochy se zvyšuje homogenita porostů, protože β -diversita klesá a ekvitalita (vyrovnanost) snímků se zvyšuje. Při klasifikaci travinné vegetace se velikost plochy projevuje v odlišném přiřazení jednotlivých snímků. S velikostí plochy také klesá počet stejných diagnostických druhů mezi všemi plochami (Otýpková 2006).

Tato práce musela řešit problém volby vhodného měřítka především ve vztahu k vodní a mokřadní vegetaci. Moravec (1994) doporučuje v případě nejistoty, jaké zvolit měřítko, provést tzv. souběžné mapování, při kterém se vytvoří snímek mapující mozaiku cenóz na hrubší škále a 2 nebo více snímků mapujících jednotlivé cenózy na jemné škále. Tato možnost byla demonstrována pomocí snímků 246 a 289. Při rozloze fyt. snímku 12m² bylo

společenstvo klasifikováno jako as. *Caricetum appropinquatae* a při zmenšení plochy na polovinu bylo identifikováno spol. *Elodeetum canadensis*. Velice typickým příkladem jsou cenózy pleustofyt. Při jejich ±samotném výskytu na hladině či ve vodním sloupci jsou klasifikovány jako třída *Lemnetea*, v případě přítomnosti jiných forem cévnatých rostlin musí být odlišovány od ostatních typů vegetace, v nichž jsou považovány za pouhou synuzii. U vodních makrofyt je navíc často obtížné rozhodnout, zda se jedná více o vertikální nebo horizontální mozaiku. Tento případ nastával poměrně často v mrtvých ramenech řeky. Obdobně bylo rozhodováno při současném výskytu jednoletých i vytrvalých helofytů na dočasně obnaženém dně rybníka. Vzájemné rozmístění dvou či více potenciálně odlišitelných fytocenóz nemusí být vždy nevýrazně mozaikovitě, při kterém se různě prolínají. Ve fragmentu mokřadní olšiny byla zaznamenána cenóza pleustofyt, která pokrývala hladinu ostře ohraničené tůně. Vzhledem k tomu, že bylo stanoviště překryto zápojem dřevin, byla při klasifikaci upřednostněna olšina.

Společenstva byla klasifikována podle nového přehledu vegetace, který u některých typů nepřímo nastavuje prostorovou škálu pomocí formální definice. Typickým příkladem je rozlišování čistě vodní a mokřadní vegetace (cf. Chytrý 2011). Z formálních definic je patrné, že v případě výskytu více vegetačních typů je klasifikace vychýlena ve prospěch vytrvalé emerzní vegetace, a to podle schématu: *Lemnetea* < *Potametea* < ostatní vytrvalá vegetace. Např. pokud ve snímku dominují pleustofyta, stačí přítomnost podstatně menšího množství kořenících rostlin, aby tot společenstvo jinak hodnocené na úrovni vlastní třídy bylo odsouzeno do pozice pouhé synuzie, a to již bez ohledu na jeho pokryvnost hladiny. Jak uvádí Šumberová (2007), vertikálně strukturované cenózy jsou formální definicí klasifikované podle vrstvy, která výrazněji ovlivňuje strukturu porostu. Pakliže je porost ±jednovrstevný, považuje se za významnější druh s užší ekologickou valencí (a tedy diagnostickou hodnotou). Jistou logiku tohoto přístupu lze spatřit také v tom, že klasifikace takto preferuje sukcesně pokročilá, a tedy stabilnější společenstva, která jsou navíc oproti třídě *Lemnetea* odolnější vůči vodnímu proudu. Při aplikaci zde použitého vegetačního systému v terénu je fytocenolog „nucen“ přizpůsobit prostorové měřítko co nejhrubšímu rozlišení, které umožňuje formální definice.

5.1.2.7. Vliv časového měřítka

Vliv časové škály opět závisí na rozpětí, ve kterém uvažujeme. Vegetace se mění nejen v prostoru, ale i čase, ať už uvažujeme vliv člověka či nikoliv. Krahulec et Lepš (1989)

demonstrují vliv času na rozdílech mezi loukou a polem, které se od sebe liší pouze v intenzitě lidské činnosti, délce trvání jednotlivých stádií a v rychlosti změny po skončení vlivu člověka.

Pro potřeby této práce je uvažováno sezónní měřítko. Jeho vliv na střídání jednotlivých fytocenóz dobře dokumentuje a komentuje např. Chytrý (2009) na četných příkladech změn segetální vegetace. Při nich je během roku jedno společenstvo nahrazováno jiným, přičemž to předchozí se po určitou dobu stává jeho součástí. Dynamické jsou též cenózy terofytů. Jedná se tedy o jakousi „mozaiku v čase“. Uvedené příklady se nevztahují k předmětu této studie.

V každém společenstvu jsou zastoupeny též relikty předchozí sukcese i předbojovníci příštích společenstev (Holub 1980), což rovněž ztěžuje odlišení jednotlivých cenóz. Ve zvoleném měřítku se tento problém projevil při sezónních změnách některých porostů chrastice rákosovité. Při záměně dominant byla chrastice nahrazována netýkavkou žláznatou, přičemž obě stadia bylo možné dokumentovat jako samostatné fytocenózy. Chrastice přitom část roku tvořila podrost netýkavky. Za této situace se může uplatnit souběžné snímkování v čase. Je zajímavé si povšimnout, že pokud ve fytocenologii hovoříme o sezónní směně společenstev, máme většinou na mysli vegetaci efemerů nebo jiných terofytů. U vytrvalých porostů rozlišujeme pouze jednotlivé aspekty a i v případě, že jsou od sebe zřetelně odděleny (např. synuzie geofytů), hodnotíme je jako tutéž fytocenózu (syntaxon).

5.1.2.8. Původní nebo umělé společenstvo?

Stanovení hranic mezi zcela přírodním a antropogenně vytvořeným biotopem může být velice relativní. Jak bylo popsáno v kap. 2, také říční krajina Tiché Orlice prošla významnou přeměnou pod přímým či nepřímým vlivem člověka. Louky a ostatně i větší mokřady jsou výsledkem jeho mnohaleté činnosti, o vyložené ruderalní vegetaci ani nemluvě (cf. Sádlo et al. 2005). Vznik i zcela autochtonní vegetace zde byl podmíněn otevřením prostoru na úkor lesa. Proto je vhodné termín „původní“ nahradit slovem „přirozený“. V současné době však dochází k pozvolnému dosycování druhové skladby lokálně novými či zcela geograficky nepůvodními druhy, proto ani u přirozených biotopů nelze hovořit o zcela přirozené nebo původní skladbě. Výskyt některých nelesních fytocenóz lze předpokládat ještě před příchodem člověka. Např. ostřicové mokřady mohly být součástí maloplošného bezlesí periodicky udržovaného řekou a člověkem byly pouze rozšířeny. Velmi pravděpodobně jsou zde původní společenstva vodní a bahenní, která se mohla vyskytovat v tišinách a občasné zaplavovaných tůňích meandrující řeky, ikdyž dnes jsou vázána na stojaté vody mrtvých ramen vytvořených člověkem. Patrně nejvíce uchráněn od vlivu lidské činnosti zůstal malý

fragment mokřadní olšiny, ačkoli i ten je nepochybně ovlivněn určitou změnou záplavového režimu. Ostatní olšiny zcela jistě byly v minulosti odstraňovány kvůli zemědělství nebo stavbě žel. dráhy.

Praktickým dopadem stanovení přirozenosti vegetace je především to, zda a jak bude klasifikována. Ačkoliv naprostá většina alochtonní vegetace je již syntaxonomicky zhodnocena, nevyřešeným problémem v současné fytocenologii je přístup ke kulticenózám, v tomto případě spíše agrocenózám. Polní plodiny se jako samostatné cenózy nehodnotí (cf. Moravec 1994), ačkoli jejich plevelná společenstva ano (cf. Chytrý 2009). Složitější je případ, pokud onou dominantní „plodinou“ je geograficky původní druh vysetý jako součást jetelotravní směsi. Při analýze luční vegetace u Bezpráví bylo obtížné rozhodnout, zda dotýčný porost považovat již za přirozený nebo za umělý, čímž by byl vyloučen z klasifikace dle zásad stanovených v kap. 3.2.4.2. Dle kvalitativního složení již bylo zjevné, že podléhá spontánní sukcesi, která spočívá v samovolném dosycování lučními druhy z okolí a jejich změnu v polopřirozenou louku (cf. Blažková 2006). Stanovení hranice agrocenózy a přirozenější louky je výrazně individuální (!). V případě, že v uměle založeném porostu dominuje původní druh (v tomto případě jetel), do důsledku vzato lze na něj pohlížet jako na odvozené společenstvo a klasifikovat deduktivní metodou (zde sv. *Arrhenatherion*). Zrovna tak může na jakémkoliv jiné louce dosáhnout dominance jiný průvodní druh. Fakt, že se jedná o výsev, se v tomto světle jeví jako detail.

5.1.2.9. Které taxony a taxocenózy klasifikovat?

Formalizovaná klasifikace musí jasně vymezit, které systematické skupiny bude využívat a jakým způsobem (Chytrý 2000). Systém vegetačních jednotek je do značné míry závislý na taxonomickém a potažmo ekologickém vymezení druhů. Tato práce rozeznává taxony do úrovně druhů. Jak je uvedeno v kap. 3.2.1., některé komplikované druhy uvádí raději pod názvem celého agregátu (např. *Festuca rubra* agg.). Důvodem je nejen neschopnost autora této práce některé velmi obtížné mikrodruhy odlišit, ale též vědomí, že v současné době nemusí být jejich taxonomické vymezení a pozice v systému správně zhodnoceno a v budoucnu může doznat určitých změn.

Nový přehled vegetace zavádí pro ČR novou asociaci *Lemnetum minori-turioniferae*, která je fyziognomicky i floristicky podobná několika jiným cenózám (*Lemnetum minoris*, *Lemno-Spirodeletum p.*). Je to příklad, kdy je syntaxon velice úzce vymezen na základě rozdílu v dominanci dvou velice podobných druhů, které jsou řazeny do stejného agregátu. Vzhledem ke ±shodné ekologii není příliš praktické takovéto syntaxony vymezovat (viz kap. 5.1.2.8.2.).

Jiným případem závislosti syntaxonomie na taxonomii (a ekologii) jsou některé asociace, které stávajícím přehledem nejsou uznány v důsledku především nedostatečné determinace ve snímkovém materiálu. Např. společenstva rodu *Callitriche* (mimo *C. hamulata*) Chytrý (2011) neuznává právě s poukazem na determinační problematiku. Tento problém se odráží také v našich znalostech rozšíření vegetace lakušníků (*Batrachium*).

Fytocenologie tradičně pracuje s cévnatými rostlinami, nikoliv však s heterotrofními organizmy. Kryptogamy často zanedbává z důvodů jejich obtížné detekce a determinace a patrně také proto, že tyto skupiny vnímají své prostředí na mnohem jemnější škále (Chytrý 2000), tudíž mohou být podvědomě považovány za jakýsi cizorodý prvek neslučitelný s cévnatou vegetací.

Z kryptogamní vegetace jsou (kromě kaprad'orostů) nejvíce zaznamenávány ve snímkovém materiálu **mechorosty**, avšak zdaleka ne běžně. Mechorosty a lišejníky tvoří integrální část společenstev vyšších rostlin (Hadač 1980). Jejich záznam se však ve fytocenologii omezuje většinou na celkovou pokryvnost E_0 . Mezi odbornou veřejností nepanuje na smysl klasifikace necévnatých cenóz shoda. Např. Ve středoevropském měřítku klasifikuje bryocenózy již zmíněný Marstaller (1993). Jeho systém a vymezení vegetačních jednotek je však na úrovni neutříděného systému Braun-Blanquetova, s nepřehledným množstvím velmi úzkých asociací a bez jakékoliv formalizace. Problematikou klasifikace bryocenóz se zabývá též Herben (1980). Připouští, že některé cenózy jsou klasifikovatelné jako objekt bez ohledu na syntaxonomické vyřešení jejich postavení v ekosystému. Jistá klasifikace mechorostů je už obsažena ve stávajícím fytocenologickém systému cévnatých rostlin. Je nápadné, že se jedná vždy o rašelinné a slatinné biotopy. Ikdyž takový přístup se zdá být nesystémovým, určitou logiku lze spatřit v tom, že vegetace druhově chudá na *Tracheophyta* dává příležitost vyniknout mechorostům, které se tak uplatňují na větší prostorové škále, čímž nepochybně roste jejich ekologický význam a vliv na okolní prostředí. Jako extrémní příklad nepraktického použití takovéto klasifikace lze uvést např. výskyt epilitického druhu na kusu vápence, který byl při úpravě cesty člověkem zanesen do podrostu lesa s jinak kyselým podložím. Má smysl takovou cenózu klasifikovat? Nakolik je významná pro biotop, ve kterém je alochtonní? Ve stínu těchto argumentů se nabízí názor, že ve středoevropských podmínkách spíše nemá smysl bryocenózy klasifikovat.

(Syn)taxonomické vymezení této diplomové práce je provedeno v kap. 3.2.4.1. Mechorosty se ve studovaném území vyskytují velice sporadicky na krtínách nebo jinak obnažených ploškách. Více druhů lze nalézt epixylicky v olšinách. Hodnocena je pouze jejich pokryvnost, což je vzhledem k zaměření celé práce dostačující.

5.1.2.10. Užitý národní přehled vegetace

5.1.2.10.1. Obecné zásady

Nový fytocenologický systém Chytrého (2007, 2009, 2011) je založen na principech C-M školy. Nomenklatura odpovídá Mezinárodnímu kódu fytocenologické nomenklatury. Racionalizuje zažitý systém hlavních a vedlejších syntaxonů (například zrušením řádů či podsvazů). Zavádí zcela nový koncept vyjádření variability asociací pomocí variant, čímž redukuje nepřehledné množství subasociací. Jejich nespornou výhodou je, že nepodléhají Mez. kódu fyt. nomenklatury.

Smyslem tohoto přehledu je kriticky revidovat dosavadní klasifikaci, odstranit překryvy ve vymezení dosud rozlišovaných vegetačních jednotek a vypustit ze systému jednotky s nevýraznou floristickou diferenciací. Nesnaží se klasifikovat jakýkoliv porost, ale spíše vymezit jádra asociací, zahrnující obvykle porosty s výskytem ekologicky specializovaných druhů. Tento přehled v sobě kombinuje neřízenou klasifikaci, jenž je závislá pouze na informaci v datovém souboru a identifikuje hlavní směry variability, a řízenou klasifikaci, která využívá předem daných kritérií, jak mají jednotlivé typy vegetace vypadat. Každá asociace je vymezena pomocí sociologické skupiny, diagnostických, dominantních a konstantních druhů a formální definicí, které jsou opět vymezeny podle jasných pravidel. Asociace jsou definovány subjektivně, ovšem pomocí jednoznačných kritérií (Chytrý 2007).

5.1.2.10.2. Zkušenosti s praktickým použitím

Vegetace České republiky, jakožto nový národní přehled vegetace, je v diplomové práci základním podkladem pro klasifikaci bylinné vegetace, a tedy drtivé většiny rostlinného krytu vymezené části údolí Tiché Orlice.

pozitiva

Nespornou výhodou je, že předlohou pro jeho zpracování se stal dosavadní systém syntaxonů, který byl takto přepracován moderními metodami. Díky tomu si ponechal „kostru“ hlavních syntaxonů, která odpovídá zažitým standardům, a současní fytocenologové při jeho užívání mohou zhodnotit své dosavadní zkušenosti, aniž by si museli zvykat na systém zcela jiný. Zrušené syntaxony vedlejšího ranku v našich podmínkách patrně nikomu chybět nebudou. Šířeji pojaté asociace umožňují také jejich snadnější transformaci na numerická data a jejich následné zpracování.

Jedním z hlavních přínosů nového přehledu vegetace je, že razantně redukuje redundantní množství syntaxonů rozlišovaných přehledem Moravcovým (cf. Moravec 1995), čímž

zpřehledňuje systém vegetace, kompatibilizuje výsledky fytocenologických studií z různých území a zefektivňuje tak práci nejen odborníků, ale i uživatelů z příbuzných oborů. Pomocí něj se podařilo v této práci klasifikovat až na úroveň asociací téměř všechny typy cenóz cévnatých rostlin. Dosti úspěšně byl využit koncept variant, které na dané prostorové škále dostatečně zachycují variabilitu asociací, i když podstatně zjednodušují jejich dělení na přehršle subasociací. Při nejistotě v diferenciaci asociací účinně pomáhá formální definice, v tomto případě především u vodní vegetace.

negativa, doporučení

Při aplikaci tohoto národního přehledu (nejen v předložené diplomové práci) se ukázaly také některé „slabiny“ či spíše diskutabilní řešení. Formální definice některých asociací by bylo vhodné zpřesnit, a to zejména při rozlišování úzce pojatých cenóz, u nichž je rozhodující dominance i jediného druhu. Především se jedná o vegetaci pleustofyt. Např. as. *Lemnetum trisulcae* nestanoví přijatelnou pokryvnost ostatních zástupců rodu *Lemna* a *Spirodella*. Ta sice vyplývá z formálních definic jejich asociací, nicméně by jejich vymezení i v této as. usnadnilo rozlišení při jejich společném výskytu. Formální definice as. *Lemno-Spirodeletum*, *L.m.-Ricciatum fluitantis* a *Ricciatum rhenanae* vůbec nedefinují společný možný výskyt jejich nominálních druhů.

Diskutovat je možné otázku, zda je účelné ponechávat takové množství velmi úzce vymezených asociací pleustofytních druhů. Ačkoliv tento přehled vegetace počet syntaxonů významně redukuje, u tohoto typu vegetace došlo naopak zavedení as. nové. Nepochybně obtížně rozeznatelná je as. *Lemnetum minori-turioniferae*, založená na determinaci taxonomicky obtížných druhů. To vytváří předpoklad pro nesprávnou aplikaci přehledu a zkreslení výskytu také podobných cenóz. Nebylo by možné dominanci jednotlivých druhů u fyziognomicky ±stejných asociací s výskytem okřehkovitých vyjádřit použitím variant? As. *Phragmitetum australis* je členěna na varianty dle výskytu vodních, mokřadních nebo ruderálních a lučních druhů. Podobně by bylo možné rozlišit variabilitu as. *Typhetum latifoliae* a *T. angustifoliae*, ačkoliv přehled vegetace tak nečiní (patrně z nedostatku fytocenologického materiálu). Naopak lze diskutovat o významu stanovení některých variant (zejména u ruderální vegetace). Příkladem je as. *Reynoutrietum japonicae*, jejíž 3 varianty značí výskyt pouze dvou druhů a jejich hybrida. As. *Rorippo-Phalaridetum arundinaceae* a *Phalaridetum a.* jsou rozlišeny v několik variant, z nichž některé mohou navazovat na aluviální louky nebo vyjadřovat přechod mezi těmito asociacemi. Jejich zevrubnějším popisem by bylo vhodné obě as. názorněji diferencovat.

Jistě obecně vnímaným a nedostatkem je dosud chybějící zpracování některých reálně se vyskytujících společenstev, které i mohou být v jiných národních přehledech syntaxonomicky hodnoceny. Typickým příkladem jsou porosty s dominancí *Iris pseudacorus* (jinde jako as. *Lemno minoris-Iridetum p.*). Vzhledem k ekologické vyhraněnosti druhu by se dalo předpokládat, že budou zpracovány v rámci tř. *Phragmito-Magno-Caricetea* (ať už jako samostatný syntaxon či nikoliv). Fyziognomicky lze monocenózy tohoto druhu přirovnat např. k as. *Acoretum calami*, v soustavě NATURA 2000 jsou však mapovány v rámci vegetace vysokých ostřic. Vymezení jejich pozice v systému je více než žádoucí. Podobně bezprizorní jsou v novém přehledu monocenózy *Juncus effusus*, které Moravec (1995) uznává jako samostatnou as. *Juncetum effusi*. Tento druh sítiny se běžně vyskytuje i v litorálech s trvale stagnující vodou jako součást jiných (většinou ostřicových) porostů. Při náhlém obnažení dna velmi často expanduje a vytváří sukcesní fázi, která při déletrvající absenci zaplavení následuje po porostech jednoleté vegetace. Pravděpodobně by bylo možné přiřadit ke tř. *P.-M.-Caricetea*, přičemž nelze vyloučit, že se jedná pouze o odvozené společenstvo. Klasifikaci porostů *Juncus effusus* patrně komplikuje jejich výskyt také v lučních mokřadech, kde představují derivát po dysturbanci různých svazů vlhkých luk. Žádnou pozici ve vegetačním systému nezaujímají ani monocenózy *Equisetum telmateia*, které byly snímkovány i v této práci, kde jsou hodnoceny jako odvozené společenstvo. Jejich výskyt v rámci ČR není zcela běžný, ale také nikterak vzácný. Často je vázán právě na nivy řek.

Ikdyž uvedené příklady neklasifikovaných fytocenóz nemusí být dle moderních postupů uznány samostatnými asociacemi, jedná se o reálnou vegetaci, kterou je potřebné v platném přehledu alespoň komentovat. Jejich dosavadní „ignorování“ v systému a relativně častému výskytu má za následek velmi individuální přístup a také přehlížení. Zaplnění těchto mezer je výzvou do budoucna.

Vegetace České republiky je přehledem formalizovaným, nikoliv ale do všech důsledků. Systém, který by byl striktně formalizovaný a přitom funkční, si lze stěží představit. Pro praktické používání klasifikace vegetace je důležité uvědomit si, že pro různá prostorová měřítka jsou vhodné různé klasifikace. Použitý přehled byl optimalizován pro území ČR (Chytrý 2007). Navzdory některým kritickým připomínkám lze použitý přehled vegetace hodnotit jako velice přínosný pro současnou fytocenologii a v krajinném měřítku v rámci diplomové práce se osvědčil.

5.2. Výsledky

5.2.1. Vegetace studovaného úseku

5.2.1.1. Luční vegetace

5.2.1.1.1. Aluviální psárkové louky

Svaz *Deschampsion cespitosae* zahrnuje luční porosty říčních niv ovlivňované vodou a nánosy bahna při pravidelných jarních záplavách a v létě zpravidla silně vysychající. Uplatňují se v nich druhy se širokou vlhkostní amplitudou, které po narušení dobře regenerují (Chytrý 2007). V analyzovaném úseku Tiché Orlice je tento svaz prezentován především asociací *Poa trivialis-Alopecuretum pratensis*. Vytváří plošně rozsáhlé komplexy dvousečných luk, díky čemuž je zde nejvíce zastoupeným biotopem. Celkový podíl na vegetačním krytu území a problematika klasifikace je důvodem, proč je tomuto typu vegetace věnována samostatná kapitola.

Aluviální psárkové louky se formovaly pod přímým a nepřímým vlivem člověka. Hlavní období jejich geneze spadá do vrcholného středověku (viz kap. 2.7.), kdy se vytvořila série nelesních biotopů vázaných na různě intenzivní záplavový režim. Tyto louky patří k přirozeně druhově chudším travobylinným porostům, navíc s absencí indikačních druhů s větší věrností. Biotop je tak vymezen pouze skupinou hojných druhů, které běžně přesahují i do příbuzných typů vegetace. Často se jedná o husté porosty s vysokou pokryvností, kde se uplatňuje především *Alopecurus pratensis* (Lustyk 2013). Obvykle jsou vázány na nejnižší stupeň říční nivy (Kovář 1981).

Je to jedno z nejproduktivnějších společenstev. Rozhodující je pro jeho utváření pravidelné přepravení, zpravidla během zimy a jara, případně i v létě. pH je mírně kyselé až neutrální (Kolbek 1999). V létě klesá hladina spodní vody i přes 1m hluboko, přísun sedimentů a rychlá mineralizace zajišťují dobrou zásobu N a P (Chytrý 2007).

V případě zde popisované nivy Tiché Orlice tyto louky nahrazují jasanovo-olšové luhy as. *Pruno-Fraxinetum* po jejich drastické antropogenní redukci. Kolbek (1999) považuje as. *Poa-Alopecuretum* na substituční společenstvo potočních vrbín sv. *Salicion triandrae*, které se vyskytují i zde. Chytrý (2007) připouští na některých řekách částečný potenciální výskyt bez vlivu člověka jako projev krajinné dynamiky. Možný maloplošný reliktní původ psárkových luk, zejména v břehové zóně pravidelně ovlivňované povodní, nelze zcela vyloučit ani podél Tiché Orlice. Od fyziognomicky, ekologicky i floristicky velmi podobných kontinentálních zaplavovaných luk jsou tyto odlišné absencí druhů s kontinentálním rozšířením. Jako ukázkový příklad typické aluviální louky lze uvést plochu podél železnice asi 300m JV od

Panského rybníka. Nápadně se zde projevuje vliv mikroreliefu na vlhkostní poměry stanoviště. Matrici vegetačního krytu zde tvoří as. *Poo-Alopecuretum*, která je v terénních sníženinách s déle stagnující vodou nahrazována vysokými ostřicemi as. *Caricetum gracilis*, případně *C. vulpinae*. Dvojí seč udržuje poměrně pestrou druhovou diverzitu a zároveň malý podíl potenciálně expanzivní chřastice rákosovité, která je zde rovněž přítomna. Tato louka věrně odpovídá popisu uvedeného v přehledu Chytrého (2007). Ilustruje nám tak obraz ±celé říční nivy v době jejího úplného extenzivního využití. Společenstva přítomná na této louce se v jiných částech nivy stala výchozími pro vznik expanzivních monocenóz *Phalaris arundinacea*, která ve 2. sukcesní fázi (cf. Blažková 2003) mnohde atakuje oba typy výše uvedených cenóz a extrapoluje tak výše popsané rozdíly dané mikrorelieфом. Ve sledovaném území jsou přítomny také druhově ochuzené typy psárkových luk zpravidla s výraznou dominancí psárky luční, které byly v minulosti využívány jako vysoce produkční pícninářské plochy, dosévané a přihnojované. Pokud jsou v současnosti sečeny, lze očekávat zlepšení kvalitativního složení a úpravu poměru dominant. Některé velmi chudé porosty vznikají také na nedávno oraných plochách a představují počáteční fázi obnovy aluviální louky.

Syntézu fytocenologického materiálu aluviálních vlhkých luk provedl Botta-Dukát (2005). V závislosti na gradientu kontinentality rozlišil několik typů, z nichž některé je možno diagnostikovat také podél Tiché Orlice. Nejčastějším případem jsou louky, které tento autor označuje jako mokré a charakterizuje je jako typické společenstvo s dominancí psárky luční a přítomností vysokých ostřic, které diagnostikují vysokou hladinu podzemní vody i v létě. Příkladem může být právě výše popsaná reprezentativní louka nedaleko Panského rybníka. Dalším typem jsou suboceanicky laděné aluviální louky, které jsou zaplavované jen po krátkou dobu, ovšem v létě zcela nevysychají. Jsou typické společným výskytem vlhkobytných druhů (*Lysimachia nummularia*) i mezofytů svazu *Arrhenatherion*, ale oproti předchozímu typu již chybí vysoké ostřice. Třetím typem, který lze rozpoznat ve sledovaném území, jsou mezofilní nivní louky, které tvoří přechod ke sv. *Arrhenatherion*. Jsou mimo dosah pravidelných záplav a přítomnost druhů s vyšší fidelitou je velmi nízká.

Výše uvedené typy luk, tak jak je stanovil Botta-Dukát (2005) na sebe plynule navazují. Jejich diferenciaci je často komplikována minulými kultivačními zásahy člověka, které tyto rozdíly do určité míry stírají. Chytrý (2007) dělení psárkových luk zjednodušil na 3 varianty, z nichž nejčastěji byla analyzována var. *Elytrigia repens*.

Problém vymezení

Cenologické vymezení asociace *Poo trivialis-Alopecuretum pratensis* dosud naráželo na problematiku klasifikace širšího spektra aluviálních luk. Při srovnání různých národních seznamů je patrná značná nejednotnost (cf. Botta-Dukát 2005) a i v rámci české fytocenologické literatury panuje v tomto ohledu chaos. Zásadní příčinou je v podstatě negativní vymezení tohoto typu vegetace bez přítomnosti skutečně charakteristických druhů s vysokou fidelitou. Moravec (1995) řadil klasické psárkové louky do svazu *Alopecurion pratensis* a louky s přítomností typických kontinentálních druhů do sv. *Cnidion venosi*. Balátová-Tuláčková navíc rozlišovala na úrovni svazu *Veronico longifoliae-Lysimachion vulgaris* vysokobylinné nivní louky. Chytrý (2007) přejímá do nového národního seznamu syntézu Botta-Dukáta (2005) a slučuje tyto 3 svazy pod názvem *Deschampsion cespitosae*.

Zmatek v klasifikaci aluviálních luk má zákonitě praktický dopad na terénní výzkum. Především se tak zkresluje naše představa o skutečném rozšíření tohoto biotopu, celkové kvalitě, a tedy i o míře ohrožení a potřebě ochrany. Vlastní as. *Poo-Alopecuretum* lze víceméně ztotožnit s asociací *Alopecuretum pratensis*, kterou uznává Moravec (1995).

Praktické dopady

Významným zdrojem informací o rozšíření biotopů, který zde nelze opominout, je projekt NATURA 2000. Jeho primárním výstupem je vrstva mapovaných biotopů /VMB/. Výsledky tzv. první vlny mapování (r. 2001–2004) a počáteční fáze aktualizací VMB jsou znázorněny v podobě map v Katalogu biotopů ČR (cf. Chytrý et al. 2010). Na první pohled je patrný rozdíl v rozšíření psárkových luk (biotop T1.4) ve srovnání s novým přehledem vegetace (cf. Chytrý 2007). Katalog biotopů kromě údajů z České národní fytocenologické databáze obsahuje především informace z VMB a vykazuje proto podstatně větší rozšíření tohoto biotopu. Jak uvádí sám autor, údaje převzaté z VMB jsou poznamenány některými negativními jevy, které provázely projekt mapování biotopů. Ty vyplývaly jednak z nesyستمového pojetí tohoto biotopu samotnou metodikou mapování, jednak z velmi rozdílné kvality tehdejších mapovatelů.

Nevýhodou 1. verze katalogu biotopů (cf. Kučera et al. 2001b) bylo vymezení psárkových luk pomocí několika úzce pojatých asociací a seznamem druhů, které často naváděly k mapování spíše ruderální vegetace. Zmatek způsobilo také uvedení as. *Sanguisorbo-Polygonetum bistortae* ve fytocenologické definici, díky čemuž byl pod kódem T1.4 často mapován svaz *Calthion palustris*. Rektifikace v r. 2005 /vlastní zkušenost autora této práce/ odhalily velké množství případů chybného použití této biotopové jednotky. Mnohdy byly do

VMB jako aluviální psárkové louky zapisovány velkoplošné kulturní louky přeseť psárkou luční. Výjimkou nebylo ani mapování čistě ruderalních porostů náležejících do sv. *Aegopodion podagrariae* (reakce na přítomnost některých eutrofytů v seznamu druhů dle katalogu, zejména kopřivy a pýru plazivého). Velmi často byla do VMB takto zanesena i různá degradační stádia především pcháčových ale i bezkolencových či jiných luk, která vznikla v důsledku narušení vodního režimu, upuštění od kosení apod. Typickým příkladem jsou metlicové louky na meliorovaných stanovištích. Vůbec nejnáročnější je snaha rozlišit přirozený výskyt as. *Poo-Alopecuretum* od vlhké varianty as. *Poo-Trisetetum*, pokud je tato rovněž přeseť psárkou a navíc se nachází v blízkosti vodního toku.

Ke zmatkům v mapování psárkových luk významně přispělo i metodické opatření platné po určitou dobu tvorby VMB, které biotop T1.4 deklasovalo na funkci „odpadkového koše“, do kterého byly řazeny nejednoznačně zařaditelné porosty i degradační stádia. Před vydáním 2. verze Katalogu biotopů byla VMB podrobena určitému kritickému zhodnocení a počet segmentů psárkových luk zredukován. Nicméně i přesto je v ní obsaženo množství sporných či chybných údajů, které by měly být v budoucnu zrevidovány právě probíhající aktualizací VMB. Z výše popsané problematiky je zřejmé, že rozšíření psárkových luk uvedené v Katalogu biotopů ČR je dosti nadsazené. Tomu napovídá též množství údajů mimo aluvia středních a nižších úseků vodních toků.

Neucelenost a nepříliš velká spolehlivost údajů o rozšíření tohoto biotopu v rámci celé ČR neumožňuje dostatečně posoudit význam údolí Tiché Orlice v celorepublikovém kontextu jakožto části areálu aluviálních luk. Při vědeckém či praktickém použití výsledků mapování biotopů je proto nutno postupovat velmi obezřetně a kriticky!

5.2.1.1.2. Ostatní louky

Druhou nejčastěji zastoupenou bylinnou vegetací po psárkových loukách jsou tzv. mezofilní ovsíkové louky. Zde jsou prezentovány jejich krátkostébelným typem ve formě zpravidla dvousečných kostřavovo-trojštětových luk zahrnovaných do asociace *Poo-Trisetetum flavescens*. V rámci ČR se jedná o jedno z nejrozšířenějších lučních společenstev s optimem v podhorských až nižších horských polohách, kde zpravidla navazuje na horské trojštětové louky nebo smilkové trávníky, s nimiž sdílí řadu taxonů. Jejich vlhká varianta je však rozšířena i v podstatně nižších nadm. výškách. Přestože se oproti centrální variantě vyskytuje na hydričtěji příznivějších stanovištích, Hadincová (1996) uvádí pokles hladiny podzemní vody od 60 do 150 cm. V tomto úseku Tiché Orlice jde převážně o přirozenou a druhotně středně bohatou vegetaci svým plošným rozsahem omezenou na vyšší reliéf mimo dosah

pravidelných povodní, který je přeplavován jen za nadprůměrných průtoků nebo vůbec. Jedná se rovněž o přímý sekundární biotop. Jelikož se často nachází na plynulém hydrickém gradientu a díky tomu navazuje na asociaci předchozí, není možné všude predikovat potenciální směr sukcese. Na nejvýše položených říčních terasách jde nepochybně o náhradní společenstvo po mezofytních typech lesa, se kterým i někde sousedí. Na klesajícím reliéfu patrně může zaujímat polohy s možným rekonstrukčním/potenciálním výskytem mezofilnějšího typu as. *Pruno-Fraxinetum*. Tím je podmíněn odlišný hydrický a trofický režim, během něhož dochází k jarnímu provlhčení a letnímu vysychání. Dominantní druhy (*Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*) naznačují, že zde nedochází k pravidelnému přísunu živin během záplav jako je tomu u psárkových luk. Lze předpokládat kyselejší půdní reakci (cf. Blažková 1991). Kostřavovo-trojštětové louky jsou zde nejčastěji v kontaktu s loukami psárkovými, což se zřetelně projevuje na jejich druhovém složení. Plynulé přechody obou fytocenóz jsou ve fytocenologické literatuře hodnoceny dosti nepřehledně formou mnoha asociací a subasociací řazených různými autory nejednotně do svazů *Arrhenatherion elatioris* a *Alopecurion pratensis*. Moravec (1995) pojímá tuto vegetaci v rámci as. *Trifolio-Festucetum rubrae*, přičemž většinu snímkaných porostů lze označit jako subas. *T.-F. r. sanguisorbetosum*. Chytrý (2007) celý systém zpřehlednil a typy kostřavových luk s hojnou prezencí vlhkobytných druhů (*Sanguisorba officinalis*, *Holcus lanatus*, *Lysimachia nummularia* apod.) seskupil do varianty *Sanguisorba officinalis*.

U Bezpráví byl snímkaný druhově chudý porost, který má výrazně kulturní charakter. Je zřejmé, že jeho základem je jetelotravní směs vysetá na dříve obráběné půdě. Výraznou dominantu tvoří *Trifolium pratense*, jiné autochtonní druhy imigrující z okolí dosud tvoří zřetelnou minoritu (kromě častější *Festuca rubra* a *Galium album*). Tím se tato vegetace floristicky blíží také eutrofním ovsíkovým loukám (varianta *Arrhenatherum elatius*). Při zachování současného dvousečného režimu lze výhledově očekávat další posun druhové skladby k (polo)přirozenému stavu, k čemuž vytváří předpoklad přísun diaspor z luk v blízkém okolí (cf. Jongepierová et Poková 2006). Nelze ovšem spolehlivě predikovat, zda budou změny probíhat jen v rámci vylíšené asociace, nebo bude vývoj směřovat spíše ke sv. *Deschampsion cespitosae*. Jedná se o typické cenoticky chudé společenstvo, které je důkazem, že kulturní výsevy podléhají následné víceméně spontánní sukcesi (cf. Blažková 2006). Jelikož tyto fyt. snímky stojí na pomezí kulticenózy a polopřirozené louky, je nutno jejich klasifikaci považovat za značně subjektivní, provedenou v kontextu s okolím.

Poněkud odlišné názory může vyvolat úvaha nad původem, resp. genezí některých kostřavovo-trojštětových luk v tomto úseku řeky. Jak již bylo řečeno, jsou tyto vázány na

konvexní tvary reliéfu, z nichž některé mohly vzniknout antropogenní modelací terénu při stavbě železnice nebo regulaci koryta. Část těchto porostů pravděpodobně nelze považovat přímo za náhradní vegetaci původního lesa.

Eutrofní ovsíkové louky as. *Pastinaco sativae-Arrhenatheretum elatioris* lze vylišit jen ojediněle a spíše maloplošně. Fyziognomii porostu udávají eutrofní dominanty *Arrhenatherum elatius* a *Geranium pratense*. Ve skutečnosti se jedná o kulturní derivát psárkových luk, eventuelně krátkostébelných kostřavových luk, do kterých byl ovsík vyvýšený přiset. Od ostatních luk se odlišují pouze jeho dominancí. K jeho perzistenci patrně přispívá i pravidelný přísun živin povodněmi. Některé fragmenty jsou ponechány ladem a postupně ruderalizují. Louka u Brandýsa n. O. je dvousečná, využívaná k produkci biomasy.

Ovsíkové louky byly většinou hodnoceny jako as. *Arrhenatheretum elatioris*, v rámci níž bylo popsáno množství subasociací. Z těch, které vyjadřují cenotickou návaznost na vlhké louky, by bylo možné v popisovaném úseku řeky analyzovat subas. *A. e. sanguisorbetosum* nebo *A. e. alopecuretosum*. Chytrý (2007) však uvedenou asociaci podrobněji nečlení.

Nepůvodní druh *Arrhenatherum elatius* byl (nejen) u nás hojně vyséván (případně se spontánně šířil) na všech typech přirozených mezofilních luk, kde byl dodatkovými živinovými vstupy udržován spolu s dalšími vysokostébelnými trávami. Na těchto dříve masivně uměle udržovaných produktivních loukách (cf. Rychnovská et al. 1985) se snižováním trofie v důsledku pravidelného sečení podíl ovsíku vyvýšeného snižuje ve prospěch původních druhů, zejména v podhorských oblastech a na svazích. Je otázkou, zda tento trend může být nastolen také na podobných biotopech podél Orlice. Přestože jsou většinou pravidelně sečeny, odvoz živin ve sklizni může být dostatečně kompenzován záplavami.

Vlhké medynkové louky as. *Holcetum lanati* jsou zastoupeny mezofytní variantou *Arrhenatherum elatius*. Zjištěné porosty jsou pouze přechodným stádiem sukcesně pokročilých luk, ve kterých je konkurenčně slabý medyněk vlnatý přítomen minoritně. Vysoká pokryvnost mezofytů naznačuje, že vývoj směřuje k as. *Poo-Trisetetum flavescens*. Evidentně zde probíhá dosti rychlá sukcese na dříve obráběné půdě. Z tohoto pohledu se nejedná o přímou náhradní vegetaci, která je udržována pouze kosením odlesněného stanoviště. Současné změny v druhovém složení zde probíhají bez předchozího významnějšího zaplevelení. Zejména v porostu u Bezpráví má kvalitativní a kvantitativní zastoupení druhů přirozený ráz. Možnost takového vývoje potvrzuje např. Jongepierová et al. (2004), která publikovala výsledky monitoringu na stanovišti s obdobnými parametry –

relativně malé pole, nehnojené a obklopené přirozenou vegetací. Domnívá se, že hlavním důvodem může být víceméně absence plevelů v semenné bance, což v tomto případě nelze vyloučit vzhledem k tomu, že současné pole jsou chemicky ošetřována. Rychlost vývoje zde může být podnícena také vyšší trofii stanoviště a dostatečnou vlhkostí (cf. Prach et al. 1993). Případné plevele mohou být eliminovány také pravidelně probíhající sečí.

Postavení medýnkových luk v syntaxonomickém systému je u různých autorů dosti odlišné. *Holcetum lanati* bývá řazeno také do svazů *Calthion palustris* (např. Blažková 1986), *Arrhenatherion elatioris* (Moravec 1983) nebo *Alopecurion pratensis* (Moravec 1995). Tato problematika je obdobná jako v kap. 5.2.1.1.1. Toto společenstvo často vzniká plošnou disturbancí i zcela rozdílných lučních biotopů. Příkladem mohou být až několikahektarové porosty na opuštěných polích podhorských oblastí, jejichž druhové složení je kromě dominanty takřka shodné s ovsíkovými loukami. V této fázi se nacházejí i medýnkové louky analyzované v údolí Tiché Orlice, jejichž mezofytní charakter lze přičíst sporadickému povodňovému režimu. Obdobné fytocenózy Kovář (1981) popisuje jako subas. *Holcetum lanati arrhenatheretosum elatioris*, kterou Chytrý (2007) transformoval na jednu ze tří variant. Typické porosty udržované mechanickým působením vodního toku nebyly zjištěny.

Zajímavým typem je louka s rozlišenou as. *Junco inflexi-Menthetum longifoliae*. Zpravidla se jedná o roztroušenou vegetaci vyvíjející se ploškovitě v aluviálních oblastech, v depresích pastvin a na narušovaných lučních prameništích (cf. Chytrý 2007, Hejný et al. 1979), pročež je takovýto velkoplošný charakter výskytu dosti netypický, a to nejen v měřítku říční krajiny Tiché Orlice. Tyto porosty se mohou vyvinout z různých typů vlhkých luk, v tomto případě ze svazu *Deschampsion cespitosae*. Dva zásadní ekologické faktory podmiňující jejich existenci – kolísavý vodní režim a mechanické narušování – zde evidentně zajišťuje poloha na říčním aluviu blízko řeky a pastva dobytka (viz foto 26 v příloze I). Eutrofie stanoviště a přítomnost klonálních apofytů, zejména *Aegopodium podagraria* a *Urtica dioica*, naznačuje, že v případě upuštění od pastvy či sečení by došlo k rychlému cenologickému vývoji ke třídě *Galio-Urticetea*. Naopak zavedením pravidelného kosení lze očekávat obnovení psárkové louky. Udržení současného obhospodařování je proto pro tento biotop rozhodující. Již zmíněné maloplošné a cenoticky nevyhraněné výskyty se sítinou sivou jsou vázány na mělké terénní prohlubně vytvořené při budování cyklostezky a lze tedy pokládat jejich výskyt za dočasný.

Variabilita tohoto syntaxonu je dána především výchozím typem společenstva a floristické složení se pohybuje na pomezí vlhkých až slatinných luk a ruderalní bylinné vegetace. To je nepochybně důvodem, proč je v různých systémech klasifikována dosti odlišně. Např.

Moravcův přehled (cf. Moravec 1995) řadí vegetaci narušovaných půd do sv. *Agropyro-Rumicion crispi*. Hilbig (1972) tento ruderalní typ s vysokým podílem kopřivy dvoudomé klasifikuje jako as. *Aegopodio-Menthetum longifoliae*, Chytrý (2007) jej však popisuje formou varianty (viz kap. 4.1.). Rozšíření v rámci ČR není dosud dostatečně známo, výskyt v tomto úseku T. Orlice neuvádí ani vrstva mapovaných biotopů [3], proto její nález stojí za pozornost. Výskyt v podhůří Orlických hor zmiňuje např. Hejný et al. (1979).

As. *Lysimachio vulgaris-Filipenduletum ulmariae* byla zaznamenána jen maloplošně u Brandýsa n. O. Typické tužebníkové lado je postupně přerůstáno rákosem obecným a dřevinami, čímž lze odvodit jeho další vývoj. Vhodné ekologické podmínky jsou dány polohou pod úrovní okolní nivy, a tedy trvale nasyceným půdním profilem. Pravděpodobně se jedná o opuštěnou stelivovou loučku s mělkým melioračním příkopem.

Syntaxonomicky problematický je porost zachycený fyt. snímkem 143. Jako výrazná subdominanta se v něm uplatňuje *Galium boreale*. V této části louky je též zvýšený výskyt *Colchicum autumnale*. Jedná se o plošně malý porost na vyvýšené části říční nivy pod náspem žel. dráhy. Konkávní tvar mikroreliéfu má nejspíše antropogenní původ. Vzhledem k dominanci *Festuca rubra* agg. byla vylíšená fytocenóza klasifikována provizorně jako as. *Poo-Trisetetum flavescens*. Spolehlivější klasifikaci zabraňuje velmi omezený prostor a nejspíše též předchozí antropogenní zásahy, které neumožňují společenstvu výrazněji se fyziognomicky a cenologicky vyhranit. Především se negativně projevuje vliv navazující ruderalní části louky, která byla nejspíše zorněna, na druhé straně tvoří bariéru násep dráhy. Obdobné porosty popisuje Duchoslav (1997) z povodí Moravy pod názvem *Arrhenatheretum elatioris galietosum boreale*. Druhy *Galium boreale* a *Colchicum autumnale* však indikují střídavě střídavě vlhký hydrický režim. Oba taxony jsou natolik ekologicky a cenoticky vyhraněnými druhy (cf. Chytrý 2007) a dosahují zde takové pokrývnosti, že je třeba na inkriminované společenstvo pohlížet jako na možný fragment biotopu odlišného od běžných psárkových luk. Oba taxony mohou diagnostikovat as. *Molinietum caeruleae* ze sv. *Molinion caeruleae*, nebo subkontinentálně laděnou as. *Scutellario hastifoliae-Veronicetum longifoliae* ze sv. *Deschampsion cespitosae*, konkrétně její variantu *Galium boreale* podmíněnou velmi krátkým jarním zamokřením. Ve druhém případě by se jednalo o extrémně vzácný biotop T1.7, jehož výskyt ovšem nelze vyloučit. Pro tuto druhou možnost lze argumentovat vhodnou polohou v nivě středně velké řeky, a tedy příznivými ekologickými podmínkami. Rovněž svazová příslušnost by v takovém případě odpovídala hlavnímu vegetačnímu typu podél

Tiché Orlice. Jako podpůrný argument může posloužit také výskyt této asociace v navazujícím povodí Labe. Přes nepopiratelnou vzácnost může být tato vegetace také poněkud přehlížena, proto je vhodné věnovat pozornost možnému výskytu při terénních průzkumech i v jiných úsecích Orlice.

5.2.1.2. Vody a mokřady

Vegetace pleustofyt sv. *Lemnion minoris* běžně osidluje stojaté vodní plochy mrtvých meandrů řeky. Místy je možno zaznamenat výskyt v pomalu tekoucích vodotečích, které propojují některé z meandrů, kde jsou tyto rostliny stabilizovány hrubým opadem. Díky doprovodným břehovým porostům jsou tato stanoviště zpoza zastíněná. Lze říci, že takovéto přirozené mezotrofní vody s nízkou hladinou jsou optimálním prostředím pro výskyt této vegetace (cf. Chytrý 2011). Jinde se vyskytuje jako součást mokřadů včetně olšin, v rámci nichž je ovšem klasifikovaná jako synuzie. Floristická skladba je zde typicky velice chudá s max. třemi druhy ve fyt. snímku. Naopak kvantitativně tyto porosty vynikají a často pokrývají souvisle velkou část vodní plochy. Výskyt submerzních kořenicích makrofyt je zcela ojedinělý, což Šumberová (2007) považuje za důsledek malé světelné dotace. Zde se vyskytující pleustofyta mají dosti širokou ekologickou valenci. Výrazně převažuje *Lemna minor*, ikdyž s takřka pravidelným výskytem *Spirodela polyrhiza*. Jen ojediněle závitka mnohokořenná dosahovala zvýšené pokryvnosti (<50%) a mohla být snímkována as. *Lemno-Spirodeletum polyrhizae*. Tato snáší i hypertrofní vodu (cf. Hejný et Husák in Dykyjová et Květ 1978), ve které se již zpravidla vyskytuje samotná *Spirodela p.* V tomto případě však vždy dominuje *L. minor*.

Jmenovaná pleustofyta snáší silné kolísání hladiny i dočasnou limózní ekořázi (Kolbek 1999). Při interpretaci vegetační skladby území je nutno mít na zřeteli, že tyto porosty mohou mít efemerní charakter. Náhlý výskyt může být výsledkem masového klíčení turionů (cf. Černohous et Husák 1986).

Vegetace zakořeněných rostlin tř. *Potametea* se v tomto úseku řeky vyskytuje sporadicky. Ačkoliv ekologické podmínky zatopených mrtvých ramen lze na první pohled považovat za ±stejně, byly submerzní akvafty zjištěny pouze na několika místech. Za zmínku stojí přítomnost *Elodea canadensis*, který je podporován dobrou průhledností vody (cf. Chytrý 2011). V korytě řeky byla zachycena (rovněž sporadicky) as. *Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis*. Jedná se o typickou rheofytní vegetaci adaptovanou na rychle proudící chladnější vody. Na základě Chytrého (2011) lze tento úsek Tiché Orlice považovat za optimální stanoviště.

Maloplošný výskyt as. *Stellario uliginosae-Isolepidetum setaceae* zaznamenaný fyt. snímkem je podmíněn předchozí antropogenní disturbancí při stavbě cyklostezky, a jedná se tedy o sekundární výskyt. Druhovým složením stojí toto společenstvo mimo cenotické optimum a spíše se nachází pod tlakem ruderálních či jiných vytrvalých druhů. Jeho další setrvání je tedy přímo závislé na pokračování mechanického narušování běžným provozem. Potenciálně nelze vyloučit i přirozený efemerní výskyt na případně obnaženém substrátu, nicméně jinde toto společenstvo nebylo zjištěno. Možnost dalšího náhlého výskytu není vyloučena zejména s ohledem na dvě zásadní ekobiologické vlastnosti této efemerní vegetace – tvorbu velkého množství diaspor a jejich dlouhodobé přežívání v semenné bance. Podrobně se touto vegetací zabývá např. Šumberová (2005). Ambrož (1939) porosty s přítomností mochny nízké vylišil jako úzce pojatou asociaci *Gypsophilo-Potentilletum supinae*, kterou Chytrý (2011) chápe jako součást variability asociace zde uvedené. Za zmínku stojí výskyt neofytu *Veronica peregrina*. Kolbek (1999) provizorně popsal společenstvo s dominancí tohoto druhu z oblasti Křivoklátska, a zařadil jej do tř. *Stellarietea mediae*. Nebylo však akceptováno současným přehledem vegetace jako samostatný syntaxon, a lze jej tedy považovat pouze za společenstvo odvozené. Zařazení osnímkované plochy bylo provedeno na základě přítomnosti druhu *Potentilla supina*, která má asociační příslušnost.

Výskyt typických druhů svazu *Eleocharition ovatae* byl zachycen v rámci fyt.snímku as. *Oenanthetum aquaticae* ve vypuštěném rybníčku. Je tedy zřejmé, že v inkriminovaném úseku říční nivy přetrvává semenná banka a potenciál k šíření jednoleté bahenní vegetace. Bylo by proto žádoucí sledovat její možný výskyt v případě vypuštění Panského rybníka.

Vegetace tř. *Phragmito-Magno-Caricetea* zaujímá ve vegetačním krytu popisovaného úseku Tiché Orlice podstatný podíl.

Rákosiny as. *Phragmitetum australis* se souvisle nalézají jen na Panském rybníce a v aluviu na protější straně žel. dráhy. Variabilita zdejších porostů je již popsána v kap. 4.1. V případě Panského rybníka lze předpokládat trvalý výskyt pod vlivem jeho obhospodařování. Pravděpodobně se zde projevuje vliv hloubky vody, kdy rákos obecný snáší nejlépe zaplavení do 0,5m, jak uvádí Chytrý (2011). Porost zde má mezerovitý charakter a udržuje se pouze v litorálu. Sousední (nejrozsáhlejší) rákosina se udržuje spontánně dlouhodobě, nicméně přítomnost křovin naznačuje směr budoucího vývoje. Současným hromaděním silné vrstvy stařiny vylučuje přítomnost jiných druhů. Výskyt u pily v Perné je vhodné redukovat ve prospěch ostřicového mokřadu, kde představuje pokročilou sukcesní fázi.

Porost haluchy vodní vytvářející as. *Oenanthe aquatica* byl podchycen pouze na jediné lokalitě dvěma fyt. snímky. Jak již bylo zmíněno, společenstvo v době výzkumu reagovalo na pokles hladiny výskytem jednoletých halofytů a také částečným přechodem haluchy vodní do ekoformy přizpůsobené krátkodobému přežití na obnaženém substrátu. Jak uvádí Hrouda (1997), tento dominantní druh je schopen růst na poměrně široké škále podmínek co se týká zrnitosti dna, výšky hladiny i trofie. Zároveň je však dosti heliofilní (cf. Chytrý 2011), což je s velkou pravděpodobností důvod, proč tato asociace nápadně chybí ve všech mrtvých ramenech, která jsou obklopena porosty dřevin. Naopak as. *Oenanthe aquatica-Rorippa amphibia* je dle téhož autora vázána na zastíněné polohy v lesích, čemuž dobře odpovídá jediný zjištěný výskyt v zazemňujícím se a periodicky vysychavém mrtvém rameni. Takovému kolísání ekologických faktorů je dominantní *Rorippa amphibia* přizpůsobena velkou produkcí snadno hydrochorně šířitelných semen a adventivních kořenových pupenů (Kočvarová 2005). V tomto případě absenci této fytocenózy v jinak optimálně vypadajících slepých ramenech je možné vysvětlit (oligo)mezotrofií vody, která patrně již bude mimo toleranci *Rorippa amphibia*, která vyžaduje vyšší přísun živin.

Výše komentované typy vegetace jsou takřka výhradně vázané na stanoviště zcela vytvořená nebo silně podmíněná činností člověka. Zejména rozšíření tř. *Lemnetea* je jistě rozsáhlejší, než odpovídá rekonstrukčnímu stavu díky vytvoření řady klidných vodních ploch při regulaci řeky. Přesto by bylo neadekvátní považovat tato společenstva za alochtonní, protože lze předpokládat velmi pravděpodobný výskyt v různých proplachovaných tůních a tišinách v původní říční krajině, jak předpokládá i Šumberová (2007). Ve vývoji krajiny mají význam jako iniciační stádium hydrosérie.

Problematika klasifikace porostů *Phalaris arundinacea* je podrobně pojednána v kapitole 3.3.1.2., potažmo 4.1. Studium společenstev s *Phalaris arundinacea* se podrobně zabýval Kopecký (1961), který vylíčil samostatný svaz. *Phalaridion arundinaceae*, ovšem zdůrazňuje jeho úzkou návaznost na as. *Rorippa-Phalaridetum*, což také velmi zkomplikovalo reklasifikaci těchto porostů v nivě T. Orlice. Druhé uvedené společenstvo je podle něj lépe adaptováno na vodní proud, naproti tomu as. *Phalaridetum a.* je lépe přizpůsobena na výrazné kolísání hladiny vody a případné prosychání. Cenózy jsou tvořeny silnou konkurenční dominantou. Hlavní determinantou jejich výskytu v nivě řeky a jejím korytě je jejich značná vitalita a rezilience po několikerém přepravení i během jediné sezóny. Specifickou vlastností těchto cenóz je jejich adaptace na deformaci terénu proudící vodou a schopnost rychlé reexpanze. Základem úspěšné rezidence a expanze za takových podmínek je značná

fenotypová plasticita chrastice rákosovité, která se projevuje především efektivní kombinací generativního a vegetativního šíření, zejména klonálního růstu. Další biologické a ekologické předpoklady a souvislosti jsou podrobně diskutovány v kap. 5.2.2.4. Většina porostů vznikla na opuštěných loukách, do kterých chrastice expandovala z břehové zóny řeky. Kopecký (1961) udává jako optimální stanoviště úroveň 0,3 až 1,3m nad průměrnou výškou letní hladiny vody v korytě toku. Podle tohoto autora je hlavním faktorem limitujícím možnost ecese terestrických druhů na mladších náplavech je kolísání hladiny. Chrastice je adaptována vůči tomuto stresoru, což ji favorizuje před druhy sukcesně pokročilejších stádií, a vytváří tak specializovanou ekologickou formu (~syntaxonomickou variantu těchto porostů). Podél břehů je často přerůstána netýkavkou žláznatou, ačkoliv Köppl (2001) zjistil její značný eliminující vliv na semenáčky tohoto invadéra. Porosty chrastice se největší měrou podílejí na procesu tvz. apofytizace (cf. Sádlo et Pokorný 2003) zdejší říční krajiny a tvoří zde 2. fázi sukcese opuštěných luk (cf. Blažková 2003). Často syngeneticky souvisejí s ruderalní bylinnou vegetací tř. *Galio-Urticetea* a s ostřicovými mokřady nebo psárkovými loukami, do kterých se šíří. Stejný proces popisuje např. Hanáková et Duchoslav (2003) na řece Moravě. Jako substrát tyto autoři potvrzují písek a štěrkopísek s nízkým obsahem humusu, pro nívné porosty dále od koryta řeky i jíl a humus. Tato zjištění odpovídají celkové stanovištní variabilitě chrasticových porostů také podél Tiché Orlice, a to od štěrkových lavic v korytě až po široké nívné pláne s depresiemi. Kolbek (1999) uvádí pH neutrální až slabě kyselé. V případě delší stagnace vody mohou vzniknout dočasné mezery umožňující setrvání nižších helofytů. Povrch půdy je dosycován kapilárním vztlínáním, takže úplně nevysychá, přičemž takovýto kolísavý režim je pro expandující chrastici optimální (cf. Chytrý 2011). V sukcesní hydrosérii představují vývojovou fázi k obnově lužního lesa. Kolbek (1999) popisuje sukcesní proces na relativně výše položených částech nivy, během kterého jsou porosty chrastice rákosovité nahrazovány kopřivou dvoudomou. Dává jej do souvislosti buď s celkovou eutrofizací krajiny nebo s opakováním několika „suchých“ let po sobě. Stejný postup sukcese lze pozorovat také v nivě Tiché Orlice, ikdyž neprobíhá odděleně na terasách. I zde je možno předpokládat vliv obou jmenovaných faktorů. Je zřejmé, že postupující apofytizace krajiny je spojena i s její ruderalizací.

Naprosto většinu plochy ostřicových mokřadů zaujímá as. *Caricetum gracilis*. Vodní režim v nich přímo určuje druhovou diverzitu především přízemní bylinné vrstvy, protože byly osnímkovány obě varianty. V době extenzivního hospodaření mohly být využívány k produkci steliva. V analyzované části říční nivy jsou tyto porosty různé kvality. Dosud se

zde nacházejí mokřady plošně poměrně rozlehlé a s reprezentativní floristickou skladbou. Mnohde se však již projevuje mírné narušení vodního režimu a absence kosení průnikem apofytů (hlavně kopřiva, chrastice, ojediněle i rákos). V některých lokalitách tak došlo k úplné přeměně na chrasticové porosty, někde tento proces právě probíhá. Přechodnou fází mezi těmito společenstvy popsal Koch (1926) jako subas. *Caricetum gracilis phalaridetosum*. Konečným sukcesním stádiem zde potenciálně jsou mokřadní olšiny. Alespoň nejzachovalejší plochy zasluhují sporadickou lidskou péči. Naopak maloplošně se nacházejí také mozaikovitě v komplexech sečených aluviálních luk, díky čemuž se v ostřicových cenózách významněji uplatňují také luční taxony. Např. výskyt *Eleocharis uniglumis* naznačuje inklinaci také k subhalofilní vegetaci. Asociace typicky osidluje glejové půdy, na kterých dochází k hromadění stařiny, a snáší široké rozpětí pH (cf. Chytrý 2011). Hanáková et Duchoslav (2003) udávají průměrný obsah dusíku.

Dřevinná vegetace je podél Tiché Orlice zastoupena především olšinami as. ***Pruno-Fraxinetum***. Ačkoliv doprovázejí velkou část koryta řeky, nachází se zde jediný neliniový fragment (viz kap. 4.1.). V místech, kde jsou olše s jasanem eliminovány řekou nebo antropogenně, jsou favorizovány keřové či stromové vrby. Tento typ olšin je typický právě pro širší říční nivy jako je tato. Původní rozšíření lze vyvozovat na základě morfologie terénu, potažmo jeho hydrologického režimu. Nelze však zcela vyloučit, že některé části aktuálního rozšíření mohou být podmíněny antropogenní modelací terénu např. při stavbě komunikací či regulaci, při kterých docházelo k jeho vyzdvžení a vytvoření podmínek pro uchycení mezofilnějšího typu olšiny. Typickým hydrickým faktorem zde rozpoznané subasociace je pravidelný pokles hladiny až 1 m pod povrch (cf. Moravec 2000).

Jediný fragment as. ***Carici elongatae-Alnetum glutinosae*** prezentuje typické mokřadní olšiny, které zjevně prodělaly nejdrastičtější redukci ze všech biotopů. Voda zde celoročně dosahuje až nad půdní povrch. Typický kopečkovitý reliéf dodává porostu reprezentativní vzhled. Vzhledem k tomu, že od vlastního koryta řeky je olšina oddělena vyvýšeným valem vybudovaným jako navigace, půdní profil je v ní zásobován vodou vytlačovanou přes aluvium.

Hlavní dřevinou tohoto společenstva je *Alnus glutinosa*, která je adaptována na trvale zbahnělý a nedostatečně provzdušněný substrát. V rámci ČR se jedná o poměrně vzácný typ olšin (Kolbek 1999).

Syntaxonomickou revizi olšin pro území celé ČR provedl Douša (2008). S jeho tříděním je v souladu klasifikace provedená v rámci této práce. Snaha věrně rekonstruovat původní

rozšíření olšin podél Tiché Orlice v současné době naráží na některé člověkem přímo či nepřímo způsobené změny. Především je to jistá změna vodního režimu většiny údolí, jejíž důsledky jsou blíže popsány v kap. 5.2.1.2. Ostřicové mokřady zde představují náhradní vegetaci olšin svazu *Alnion glutinosae*. Podle jediného dochovaného porostu lze usuzovat, že také doprovázely původně mělké koryto. Některé liniové fragmenty dnes označované jako *Pruno-Fraxinetum* proto mohou být v některém úseku ve skutečnosti pozůstatkem olšiny mokřadní. Možný vliv uměle zvýšeného terénu byl již zmíněn. Nepochybně lze mokřadní olšinu potenciálně lokalizovat v terénních (podstatně vlhčích) sníženinách v komplexech dnešních luk a ostatní nelesní vegetace. Zde se mohla vyskytovat mozaikovitě v rámci souvislého porostu *Pruno-Fraxinetum*. Na občasně zaplavovaných terasách říční nivy lze předpokládat již přechod k mezofilnímu typu lesa tř. *Quercus-Fagetum* (patrně suťový les, vlhká dubohabřina, bučina).

5.2.1.3. Ruderály

Společenstvem, které stojí za bližší pojednání, je bezesporu as. *Buniadetum orientalis*. Z charakteru distribuce v této krajině lze usuzovat, že se jedná o nejmladší zde invadující vegetaci. Tomu nasvědčuje vazba samotné fytocenózy výhradně na antropogenní stanoviště a dosud nízký stupeň naturalizace rukeníku východního ve srovnání např. s *Impatiens glandulifera*. Je zřejmé, že optimální podmínky dosud nachází na skeletovitém vysychavém a plně osluněném substrátu, jak uvádí také Chytrý (2009). Jelikož dosud jedinou determinantou syntaxonu je zde samotný *Bunias orientalis* a průvodní druhy reprezentují rozličné typy vegetace, jedná se o společenstvo floristicky málo stabilizované. Kolbek (2001) společenstvo s rukeníkem východním charakterizuje již jako stanovištními nároky nepříliš specializované, osidlující také svěží hlinitopísčité živné půdy a invadující také do polních kultur. Tato zjištění podporují i vlastní pozorování autora této práce, která potvrdila rozsáhlou invazi do opuštěných polí a polopřirozených luk v okolí silnice E442 na Chomutovsku až Ústecku (viz foto 36, 37 v příloze I). Na základě těchto pozorování lze směle očekávat širší ekotopovou afinitu rukeníku také v krajině Tiché Orlice a následnou invazi jeho fytocenóz mimo železniční koridor.

Na rozdíl od předcházející, má as. *Rudbeckio laciniatae-Solidaginetum canadensis* strukturu stanovišť ekologicky značně generalizovanou (cf. Chytrý 2009). Také v tomto území se vyskytuje od železničního náspu (spolu s předchozí as.) po humózní vlhké břehy koryta řeky. Taková míra adaptace na ekologicky zcela rozdílná stanoviště naznačuje schopnost druhu *Solidago canadensis* expandovat i do luk a opuštěných polí, která představují

střední část jeho biotopového gradientu a odkud byl také dokumentován fyt. snímky. Zde je však eliminován pravidelným kosením.

Fyziognomicky zajímavá je as. *Cuscuta europaeae-Calystegietum sepium*. Výskyt lián je pro vegetaci širších niv typický. Podél železnice se projevují expanzivně a podílejí se tak na apofytizaci krajiny. Jelikož druhotně osidlují i mikrostanoviště značně vysychavá, lze se domnívat, že hlavním ekologickým limitem jejich šíření bude dosycování vzduchu vodními parami.

Plošně nejvíce zastoupenou ruderálně-apofytní vegetací je as. *Elytrigio repentis-Aegopodietum podagrariae*. Jedná se o poměrně variabilní cenózu, kterou ještě Hejný et al. (1979) považoval za soubor bazálních a odvozených společenstev. Poměrně široká ekologická variabilita se projevila popisování řady subasociací, v údolí T. Orlice se ovšem vyskytuje převážně vlhkomilnější varianta. Častý výskyt efemeroidů a některých hájových druhů prozrazuje, že jde o typ náhradní vegetace po silně eliminovaném olšovém luhu. Některé biologické dispozice významného představitele této asociace – kopřivy dvoudomé – jsou uvedeny v kap. 5.2.2.4.1. Neméně častým a agresivním apofytem je bršlice kozí noha, která je též výborně adaptována i na opakované narušení povrchu intenzivním vegetativním růstem. Současné lokality byly dříve obhospodařovanými loukami (mimo výskytu na náspu dráhy). Kolbek (2001) tuto vegetaci snímkoval na stanovištích bohatých dusíkem, částečně či zcela zastíněných. Zejména díky expanzi *Urtica dioica* potlačuje tato vegetace ve studované říční nivě jinak neméně vitální porosty chrastice rákosovité. Jak bylo zmíněno v kap. 5.2.1.2., společenstva s kopřivou a chrasticí spolu vývojově úzce souvisí a často na sebe navazují. Prach (1993) ve své studii v okolí rybníka dokazuje, že přesycení půdního profilu vodou po delší časový úsek vede k ústupu kopřivy a naopak favorizuje chrastici. Obdobně Šrůtek (1997) popsal snížení nadzemní biomasy kopřivy při stoupající hladině (viz kap. 5.2.2.4.1.). Také Hejný et al. (1979) lokalizuje toto společenstvo na svěží až mírně vysychavá stanoviště. S tímto názorem jsou v souladu zjištění v nivě Tiché Orlice, podle kterých kopřiva dvoudomá skutečně neexpanduje do biotopů dlouhodobě přesycených vodou. Proto se lze domnívat, že přetváření terénu (např. zahloubení koryta) a s ním spojené změny vodního režimu podporují apofytizaci krajiny.

Tato asociace hojně expanduje na ladech v nivě řeky, kde představuje 1. fázi sukcese (cf. Blažková 2003). Potlačuje tak především dříve sečené psárkové louky. Jejich přechodné stádium ke sv. *Aegopodion podagrariae*, často přítomní i v nivě T. Orlice, popsal Hadač (1978) jako samostatnou as. *Aegopodio-Geranieta pratensis*, jejíž postavení ve stávajícím systému je neudržitelné.

As. *Reynoutrietum japonicae* se zatím neprojevuje příliš invazivně. Ve srovnání s netýkavkou žláznatou se jedná o plošně méně významné porosty. Jejich klasifikace je poněkud ztížena vazbou na břehovou zónu řeky, kde většinou vystupují zpola jako podrost olšiny. Břehy řek jsou typickým biotopem velice expanzivního hybridu *R. x bohémica*, který zde zaznamenán nebyl. Výskyt cenóz *R. japonica* uvádí např. Hejný et al. z Divoké a střední Orlice.

Obdobná situace je i v případě as. *Calystegio sepium-Impatiens glanduliferae*. Její sporadický výskyt ve fytoecologickém materiálu není výsledkem řídkého zastoupení *I. glandulifera* podél Orlice, ale odrazem její převažující distribuce v rámci doprovodných jasanovo-olšových porostů. Hejný et al. (1979) řadí toto společenstvo do sv. *Aegopodion podagrariae* a rovněž jej uvádí z Divoké Orlice.

5.2.1.4. Území jako rezervoár přirozených biotopů

Poznátky o variabilitě společenstev údolí Tiché Orlice lze shrnout konstatováním, popisovaná část říční krajiny je dlouhodobě odlesněna a až na malé fragmenty a břehový doprovod tvoří vegetační kryt převážně náhradní nelesní společenstva. Největší pokryvnosti dosahují aluviální psárkové louky as. *Poa trivialis-Alopecuretum pratensis* (biotop T1.4). Naopak nejvíce zredukovány byly jasanovo-olšové luhy (L2.2) a mokřadní olšiny (L1). Biotopovou pestrost zvyšují také středně velké až velmi maloplošné vodní a mokřadní typy vegetace. Kromě porostů vysokých ostřic (zejména *Carex acuta*) jsou to helofytní společenstva v mrtvých ramenech. Naopak variabilitu snižují šířící se cenózy apofytů (kopřiva, chrastice), které transformují náchylnější travo-bylinnou vegetaci. Na některých plochách lze hovořit o určité reliktnosti území (např. mokřadní olšina).

Dosud jedinou souvislou vegetační studií provedenou v tomto úseku řeky bylo mapování v rámci projektu NATURA 2000. Na rozdíl od vrstvy mapovaných biotopů /VMB/ (viz [3]) v rámci této diplomové práce bylo zaznamenáno podstatně více ostřicových mokřadů a jiných bažinných a vodních biotopů. VMB naopak obsahuje nadsazené množství ploch psárkových luk, do kterých jsou zahrnuty také expanzivní chrasticové či vyloženě ruderalní porosty. Na několika loukách klasifikuje také pcháčové louky v užším pojetí (biotop T1.5). V tomto případě však nelze vyloučit vliv vysokého zastoupení *Cirsium rivulare* po extrémních povodních (Kovář in verb.). Tento biotop v současné době nelze vylíčit. Mokřadní olšiny uvedené ve VMB náleží k as. *Pruno-Fraxinetum* (L2.2), naopak není zachycena jediná přítomná plocha mokřadní olšiny (L1).

V údolí Tiché Orlice dosud převažují biotopy (polo)přírozené či přírodě blízké. Extenzivní využívání řady ploch udržuje mozaikovitý charakter říční krajiny. Na uchování nebo sukcesní přeměně stávajících fytoocenóz se podílí zejména prezence/absence extenzivního hospodaření a povodňový režim, který je rovněž poněkud modifikován člověkem. Lze říci, že údolí Tiché Orlice je přírodovědecky poměrně hodnotné.

5.2.2. Ekologické skupiny druhů

5.2.2.1. Problém terminologie

Středem pozornosti jsou v poslední době procesy invaze a expanze a jejich důsledky ve vztahu k biologické rozmanitosti, ke změnám krajiny, vegetačního složení a také k ekonomickým dopadům. Proto je druhá část diskuze zaměřena právě na tyto jevy, respektive ekologické skupiny rostlinných druhů.

Prach et Wade (1992) označují termínem „expanze“ proces šíření apofytů. Jako apofyt je označován druh domácího původu, vyskytující se na druhotných, člověkem vytvořených stanovištích (Pyšek et al. 2003a). Naopak pojem „invaze“ doporučují Pyšek et al. (2008) používat pro proces šíření nepůvodního druhu zahrnující různá stadia, tj. od přechodného zavlečení po invazi v užším slova smyslu. Míkovský et Stýblo (2006) se přidržují překladu z anglického originálu jejich knihy, podle něhož invazivní druh zároveň ohrožuje biologickou diverzitu. Hlavním rysem domácích a nepůvodních (zavlečených) druhů je, že nemají společnou evoluční minulost (cf. Connell 1980).

Výše uvedené rozlišení pojmů invaze a expanze však rozličná odborná i méně odborná literatura neužívá důsledně. U různých autorů se lze setkat s odchylkami v pojetí obou termínů nebo naopak s označením obou těchto procesů jako invaze. Interpretace je ztížena rovněž tím, že tentýž druh může vystupovat jako invazivní i expanzivní v různých částech světa. Tato diplomová práce se přidržuje tradičního rozlišení obou skupin ve středoevropských podmínkách.

Pojetí termínu „efemeroidy“ již bylo vysvětleno v kap. 3.4.1.2.

5.2.2.2. Výsledky statistických analýz

V této kapitole jsou stručně komentovány konkrétní vývody statistických analýz.

5.2.2.2.1. Závislost na typu vegetace a hustotě zápoje

Počet typů stanovišť, ve kterém jsou druhy přítomny, může být použit jako měřítko ekologického rozsahu těchto taxonů (Sádlo et al. 2007). Výstupem grafu 2 je vazba druhů na

jednotlivé syntaxonomické skupiny. Je evidentní diferenciaci na 2 velká uskupení, mezi nimiž je dosti konvergentní přechod, který je odrazem klasifikace vegetace, a tedy i ekologického rozmezí, ve kterém byly jednotlivé syn. skup. stanoveny. Tento graf tedy rozlišuje více či méně mezofytní louky a mokřady. Označení biotopů jako louky a mokřady může být v tomto případě velmi relativní, protože syn. skupiny 4 a 6 představují z valné většiny vývojovou fázi skupin ostatních a často plynule na ně navazují. Rozdíly v rámci obou hlavních typů vegetace, jak je rozlišuje graf 2, již nejsou zřetelné a odrážejí především obdobné vlhkostní poměry.

Graf 3 zobrazuje pomocí Shannonova indexu druhovou heterogenitu v rámci syn. skupin. Největší diverzitu zobrazuje pro medvěčkové louky (as. *Holcetum lanati*). Nejvíce se od průměru odchyluje heterogenita ruderalní vegetace (syn. skup. 6), která je výrazněji pod průměrem. Toto zjištění je zcela logické vzhledem k tomu, že tyto fyt. snímky zachycují především fytocenózy nativních apofytů, ve kterých je zpravidla výrazná širokolistá nebo velmi početná dominanta. Při porovnání ostatních typů vegetace jsou však rozdíly zcela nepatrné, než by se dalo předpokládat, ani není zřejmá diferenciaci jako v grafu 1. Takřka shodnou diverzitu vykazují syn. skup. 1, 3 a 4. V případě svazů *Deschampsion cespitosae* a *Arrhenatherion elatioris* se nejedná o překvapivý výsledek, jelikož jsou to porosty ekologicky a fyziognomicky velice podobné. Situaci v syn. skupině 4 lze vysvětlit již zmíněnou syngenetickou vazbou chřasticových porostů a ostatních typů aluviálních luk. Přestože *Phalaris arundinacea* bývá výraznou dominantou umožňuje i po její expanzi přežívání řady taxonů sukcesně předcházejícího společenstva, které zde nadále přežívají v suboptimálních podmínkách, nebo trvale koexistují, jako např. synuzie jarních efemeroidů. To potvrzuje i názor Holuba (1980) o reziduálním výskytu druhů při směně společenstev. Výsledek analýzy patrně ovlivnily také fyt. snímky, které sice byly klasifikovány do této syn. skupiny, ovšem dosud nejsou cenologicky vyhraněné a chřastice rákosovitá v nich jen kodominuje. Pouze nepatrně odlišnou diverzitu ostřicových mokřadů (syn. skup. 5) lze vysvětlit zařazením větší části snímků asociace *Caricetum gracilis* k variantě *Ranunculus repens*, jejíž krátkodobé zaplavování umožňuje existenci dvouvrstevného společenstva s řadou dalších druhů subdominant. Druhovou heterogenitu zde zvyšuje též kontakt s okolní luční vegetací.

Přes výše uvedená tvrzení potvrzuje graf 3 obecný trend snižování druhové diverzity s nárůstem pokryvnosti expandérů. Tento vliv však nebyl prokázán u druhů invazních, což je však nepochybně důsledkem absence jejich společenstev v analyzovaném snímkovém materiálu.

Z grafu 4 vyplývá, že apofyty jsou ve studovaném území nejlépe etablovány v porostech vysokých ostřic (syn. skup. 5). Stejně jako u grafu 2, je i zde nápadná shoda mezi syn. skupinami 1 a 3. V tomto případě však rozdíly nejsou výsledkem preference expandovaného společenstva na základě vlhkosti stanoviště, ale spíše důsledkem způsobu obhospodařování. Louky náležející ke zmíněným syn. skupinám jsou zpravidla sečeny a expandéři jsou v nich takto pravidelně eliminováni, kdežto v ostřicových ladech se mohou nerušeně šířit (též cf. Chytrý et al. 2010) a přecházet v čisté porosty. Neprůkaznost závislosti pokryvnosti invaderů na typu vegetace je patrně opět důsledkem nedostatečného snímkového materiálu, který nedokázal zachytit skutečnou kvantitu a distribuci dvou nejčastějších neofytů v tomto území netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*) a rukevníku východního (*Bunias orientalis*). Ta vykazuje výraznou ekologickou vazbu především na polostinná stanoviště podél vodních ploch. Toto zjištění je podporováno např. studií Čudy et al. (2013), která udává největší pravděpodobnost výskytu tohoto druhu v podrostu dřevin s korunovým zápojem 55–72%, přičemž osvětlenost stanoviště považuje za důležitější faktor než jeho vlhkost. Paušálně ale míra zápoje není spolehlivým prediktorem úrovně invaze (Chytrý et al. 2005). Köppl (2001) v údolí T. Orlice zjistil nejvyšší hustotu tohoto druhu ve společenstvu s *Carduus crispus*, předpokládá však zvýšený výskyt v porostech chrastice. Rukevníku východnímu naopak v této krajině nejvíce vyhovují ruderalní subxerické podmínky železničního náspu, odkud se jen sporadicky šíří do polopřirozených luk. Tyto dva druhy, ale také většina ostatních invaderů v tomto území, podporují názor Sádla et al. (2007), že nejméně stanovištních generalistů lze nalézt mezi neofyty. Jak tento autor dále upozorňuje, současná biotopová specializace může odrážet krátkou dobu pobytu těchto druhů, která jim neumožnila ještě osídlit všechny typy biotopů, ve kterých jsou schopny růst. V případě efemeroidů jsou důvodem neprůkazné stanovištní preference zcela jistě jejich častá přítomnost ve většině lučních fytocenóz bez výraznější afinity k některé z nich. Kromě obdobných vlhkostních poměrů budou nejspíše hlavním vysvětlením jejich vysoké nároky na osvětlenost stanoviště a posun velké části vegetačního cyklu na začátek sezóny. Tím si vytvářejí realizovanou niku v rámci několika různých fytocenóz bez ohledu na pozdější dominanty (cf. Slavíková 1986).

5.2.2.2.2. Závislost na krajinných a environmentálních parametrech

Za pozornost stojí statistická neprůkaznost vlivu vzdálenosti od řeky i železnice na druhovou heterogenitu (viz tab. 3). V tomto případě lze vyvozovat dva logické důvody. Nepochybně zde bude hrát hlavní roli pravidelné sečení většiny analyzovaných porostů. Zcela jistě má vliv také morfologie terénu, která usměrňuje pravidelné záplavy do většiny lučních porostů. Oba

tyto faktory nepochybně do značné míry extrapolují strukturu a složení vegetačního krytu a s největší pravděpodobností svým významem převyšují vliv železnice.

Zajímavý je signifikantní pokles počtu expanzivních druhů společně s efemeroidy se vzdáleností od řeky. V případě expandérů se projevil význam umístění transektů, které neopomíjejí také okraje luk blízko břehů, které jsou často při pravidelném kosení zanedbány a ruderalizují v důsledku absence odběru živin při jejich neustálém přísunu povodněmi. Z již řečených příčin zde často vytrvávají také efemeroidy, jejichž setrvání a šíření může napomáhat také disturbanční činnost vody (cf. Šimonová 2006). Kladný vztah mezi apofytní vegetací a efemeroidy rovněž potvrzuje tabulka 4.

Přesně opačný trend vykazuje analýza závislosti výskytu invadérů vůči oběma liniím. Tento výsledek neodpovídá skutečné situaci. Köppl (2001) prokázal v tomto území signifikantní, ikdyž nerovnoměrný, pokles populační hustoty *Impatiens glandulifera* s rostoucí vzdáleností od řeky. Tento vztah odůvodňuje častější redistribuci diaspor vodou v blízkosti řeky. Důvod odlišného výsledku v této diplomové práci je částečně metodický, a sice nutné zásady rozmístění transektových fyt. snímků, které nezachycují biotopy fungující v krajině jako koridory či spíše rezervoáry dvou nejzávažnějších neofytů. (viz kap. 3.2.3.2.). Druhým důvodem je dosud velmi řídký a nahodilý výskyt těchto druhů na loukách mezi železnici a řekou, který je projevem stále probíhajícího procesu jejich naturalizace či lépe adaptace na zdejší podmínky. Jejich současná distribuce a kvantita neumožnila podchycení gradientu závislosti použitím stratifikovaných transektů. Viditelně nejčastější invadér *Impatiens glandulifera* je nejvíce vázán na břehové porosty olšin, které byly ze snímkování z praktických důvodů vyloučeny. Stejná je příčina negativní korelace s žel. dráhou, která především hostí neofyt *Bunias orientalis*. Křivánek et Kovář (2002) se touto problematikou ve stejném území zabývali podrobněji a pomocí metody herbochronologie postihli gradient invaze od náspu dráhy směrem k řece. Došli k závěru, že ikdyž někteří jedinci byli v louce přítomni již před povodní, naprostá většina vyklíčila až později. Rovněž zaznamenali počínající kolonizaci protějšího břehu řeky, ovšem v rámci této diplomové práce nebyl takový výskyt potvrzen. V této fázi naturalizace by patrně vhodnější metodou sběru dat mohl být individuální sběr jednotlivých exemplářů se záznamem vzdálenosti od dráhy bez použití fyt. snímkování a následná herbochronologická analýza. Silnou afinitou netýkavky žláznaté k biotopům doprovázejícím vodní toky se v historických souvislostech na území ČR zabývají Malíková et Prach (2010). Při porovnání 4 větších toků autoři neshledali žádné rozdíly v poměru obsazené délky toku ani v pokryvnosti druhu. Naopak zjistili velké rozdíly ve schopnosti *I. glandulifera* kolonizovat i jiné biotopy v říční nivě ve směru kolmo od řeky, tak

i v invazivitě bočních přítoků. Dokumentují, že vždy došlo k invazi nejprve na hlavním toku (1. řádu), a teprve po jeho obsazení se druh šířil dále, přičemž míra jeho rozšíření je měřítkem časového od počátku invaze toku. Jako příklad uvádějí Berouнку, kde se druh stále ještě vyskytuje jen podél hlavního koryta. Vazba *I. glandulifera* na řeku je tedy nesporná, byť se jí na zvoleném úseku Tiché Orlice nepodařilo metodicky prokázat.

5.2.2.3. Druhov^á diverzita /heterogenita/

V mnoha druhově bohatých sečených loukách střední Evropy tradiční extenzivní management není ekonomický a louky jsou buď hnojeny, nebo opuštěny. Oba tyto postupy vedou ke změnám v druhovém složení a obvykle ke ztrátě biodiverzity. Sečení a odstraňování biomasy ovlivňuje druhovou diverzitu pozitivně a hnojení negativně, přitom není žádný rozdíl v reakci na hnojení mezi druhy, které se liší v přítomnosti mykorhizy (Lepš 1999). Studie tohoto autora potvrdila, že se zvýšením dostupnosti živin tyto přestanou být limitujícím faktorem a soutěž o světlo se stává rozhodující a více asymetrickou. Autor dále předpokládá, že jsou takto potlačovány výškově nižší rostliny, což je nejdůležitější příčina poklesu druhové diverzity při vysoké hladině trofie. Je evidentní, že také některé louky podél Tiché Orlice byly v minulosti přihnojovány a dosud mají viditelně chudší kvalitativní skladbu. Obdobně jsou na tom porosty, které se teprve vyvíjejí na nedávno oraných plochách. Hlavní přísun živin v současné době obstarává řeka. Podle Lepše (1999) je účinek hnojení silnější než kosení, protože lze považovat za správné, že většina luk je zde dvousečných.

Prach (2008) při dlouhodobém sledování pozoroval v mokřadních společenstvech, která pokrývala širší litorál rybníka, snížení počtu lučních a mokřadních druhů na jednu třetinu, jako projev absence sečení a zvýšené eutrofizace.

Soubor druhů, které jsou potenciálně schopné koexistovat v rámci určitého společenstva, je označován termínem „species pool“ (cf. Zobel 1997). Uvažuje se tak místní druhové bohatství v historických souvislostech a evoluční procesy pracující na velké prostorové a časové škále (cf. Taylor et al. 1990). Podle této teorie, závisí druhové diverzita fytocenózy nejen na lokálních procesech jako je konkurence (cf. Palmer 1994), ale také do značné míry na dostupnosti propagulí (Sádlo et al. 2007), a je důležitá při studiu invasibility prostředí cizími rostlinami (Chytrý et al. 2005).

Sádlo et al. (2007) synteticky zkoumal „species pool“ v různých typech vegetace v rámci ČR. Nejmenší regionální „species pool“ původních druhů zjistil u vodní a bažinné vegetace. To koreluje také se skutečně zjištěnou diverzitou vodních makrofyt na úseku Tiché Orlice. V případě ostřicových mokřadů však nelze tento závěr brát zcela doslovně (alespoň ve

studovaném území), protože, jak dokazuje graf 3, nemusí se diverzita této vegetace příliš lišit od jiných přirozeně bohatších fytoocenóz (komentář v kap. 5.2.2.2.1.).

Největší „species pool“ cizích druhů udává Sádlo et al. (2007) na lokalitách, kde nemají největší zastoupení druhy domácí. Největší počty archeofytů a neofytů jsou podle tohoto autora také v bylinné ruderalní vegetaci, na orné půdě a v křovinách. Z již řečených důvodů nebylo možné distribuci neofytů podél Tiché Orlice statisticky zhodnotit, nicméně silná vazba na poloruderalní dřevinnou vegetaci je zcela zřejmá.

Úroveň invaze závisí nejen na náchylnosti stanoviště k invazi, ale také na tlaku propagulí (Richardson et Pyšek 2006). Neúspěšné uchycení není dostatečný důkaz, že druh je omezen stanovištěm. Nově přichozí druhy do společenstva mohou klíčit dokonce lépe, než druhy rezidentní. Domácí taxony však mají obvykle lepší přežívání (Vítová et Lepš 2011).

Vznik nových náplavů znamená rozsáhlou disturbanci, ale též nových stanovišť s minimem prostorové a světelné konkurence (Koppová 2001). Na těchto dynamických mikrostanovištích je menší konkurence – projevuje se větší velikostí rostlin schopných čerpat živiny ze substrátu pod náplavem, tyto dosahují větší velikosti a počtu kvetoucích lodyh. Nové náplavy jsou osidlovány hlavně 1-letými druhy (Janoušková 2001). Šimonová (2006) se věnovala studiu vlivu struktury a mocnosti říčních náplavů na druhovou diverzitu rovněž podél Tiché Orlice. Porovnávala účinek sedimentace v květnu a srpnu. Zjistila, že převrstvení sedimentem podpořilo výskyt relativního zastoupení geofytů a terofytů, naopak potlačilo širokolisté hemikryptofyty a chamaefyty. Výskyt trav se nezměnil. U všech forem byl zaznamenán trend poklesu množství obsazených ploch. Autorka zjistila významné rozdíly mezi jednotlivými druhy. Např. geofyty reagovaly jen mírným osídlením mikrolokalit, ale *Colchicum autumnale* vrstvu písku nepřekonal vůbec a *Ficaria verna* prorostla většinu různě mocných náplavů. Počet ploch s travinnými hemikryptofyty se snížil, celkově ale bylo jejich prorůstání úspěšné. Jako nejvítanější označuje citovaná studie hlavně druhy *Phalaris a.*, *Festuca rubra* a *Alopecurus pratensis*. Zastoupení *Urtica dioica* se mezi dobou před a po zasypání náplavem nelišil, naopak *Geranium pratense* ustoupil. Dobře se na povodňové sedimenty etablovaly *Veronica chamaedrys*, *Sanguisorba officinalis* a *Galium album*. Mezi druhy, které sedimentem byly zcela potlačeny, patří *Geranium paheum* a *Ranunculus repens*. Šimonová (2006) došla k závěru, že rostliny reagovaly na různou mocnost naplavenin nezávisle na době jejich uložení. Zjistila však rozdíl v reakci druhového složení na délku zasypání. Nejméně byly tímto faktorem ovlivněny *Ficaria verna*, *Anemone ranunculoides*, *A. nemorosa* a *Festuca rubra*. Owen et al. (2004) klade větší význam frekvenci zasypání než hloubce. Werner et Zedler (2002) vysvětlují snížení diverzity změnou v obsahu organických látek a

objemové hmotnosti půdy v čerstvě navršeném sedimentu, van der Valk et al. (1983) považuje za hlavní příčinu absenci světelného záření a zhoršenou difúzi kyslíku. Delší období sucha může výrazně ovlivnit prorůstání rostlin, snížení diverzity a zpomalení sukcese po povodni (Bornette et Amoros 1996).

5.2.2.4. ENV/EXP - příčiny, dopady, souvislosti

Zde jsou v obecné rovině diskutovány faktory, které mohou přímo či nepřímo souviset s jevy pozorovanými v říční krajině Tiché Orlice. Pro jejich demonstraci z různých úhlů pohledu jsou vybrány přednostně nejvýznamnější zástupci těchto dvou ekologických skupin druhů, jimž se věnují i jiné citované studie. Jelikož komentované jevy spolu velice úzce souvisejí a často působí synergicky, nemůže být následující členění podkapitol považováno za striktní.

5.2.2.4.1. Vliv biologických vlastností

genetické faktory

Úspěšná invaze může záviset na tom, zda se objeví správný genotyp v dané oblasti (Conchou et Pautou 1987). Lavergne et Molofsky (2004) demonstrují na příkladu *Phalaris arundinacea*, že invazivní populace mají vysokou genetickou variabilitu, která může přispět k jejich úspěchu. Invazivními schopnosti několika jejích genotypů původem z Evropy (včetně ČR) přenesených na území USA se zabývá Brodersen et al. (2008). Autor došel k velice zajímavému zjištění, že české genotypy reagovaly agresivní vegetativní strategií.

Důležitým faktorem úspěšnosti invadérů může být polyploidie. Polyploidní linie jsou predisponovány k tvorbě nových linií, a proto mají vyšší míru přežití a fitness v počáteční fázi uchycování, a zároveň mají možnost následného přizpůsobení se novým podmínkám díky k větší genetické rozmanitosti. Polyploidizace rovněž může hrát důležitou roli při obnovení sexuální reprodukce následující po hybridizaci, nebo při nepohlavním rozmnožování v případě neexistence vhodných partnerů (te Beest et al. 2012). Heterogenita druhové ploidie může zvýšit potenciál pro tvorbu evolučních novinek, potažmo zvyšuje schopnost reprodukce v suboptimálních podmínkách. Například nižší hmotnost semen zvyšuje hustotu dospělých rostlin, čímž zvyšuje jejich dominanci (cf. Ordonez et al. 2010). Naopak vyšší hmotnost podporuje uchycení semenáčků a jejich přežití, a může proto zvýšit úspěch invadéra v dlouhodobém měřítku (Moles and Westoby 2006). Rovněž podle Vilà et al. (2011) polyploidie často podporuje úspěšnou invazi kolonizátora spojenou s negativním dopadem na diverzitu.

Kubešová et al. (2010) testovala obsah jaderné DNA v souboru 93 nepůvodních naturalizovaných druhů české flóry. Zjistila, že druhy v ČR zdomácnělé mají průkazně menší genom než neinvazní zástupci stejných rodů, což se potvrdilo i srovnáním v rámci čeledí. Autorka této studie prokázala, že malé genomy přispívají k invazivnosti rostlinných druhů. Domnívá se na základě těchto výsledků, že působení malého genomu, jakožto vlastnosti výhodné pro invazi, je spíše spojeno se stádiem naturalizace, zatímco při přechodu do stádia vlastní invaze již tak významné být nemusí.

Morfologicky velice zajímavým druhem vyskytujícím se ve studovaném úseku Tiché Orlice je *Veronica filiformis* (rozrazil nitkovitý). Přes svůj drobný vzrůst se jedná o druh vytrvalý, který se ve střední Evropě množí téměř výhradně vegetativně (cf. Hrouda 2000). Scalone et Albach (2012) mezipopulačním křížením introdukovaných populací ve skleníku prokázaly, že zavlečené populace často nejsou schopny reprodukovat se sexuálně. Květní morfologie odhalila častou přítomnost mutací ovlivňujících androecium květu a klesající produkci pylu. Semena vyrobená při jejich experimentech byla menší, měla nižší klíčivost a kratší životnost než semena z primárního areálu. Autoři došli k závěru, že rozrazil nitkovitý se zde mohl šířit pouze vegetativní cestou, ovšem za cenu hromadění mutací škodlivých pro sexuální reprodukci. Klonální diverzitu v sekundárním areálu považují za produkt konzervované variability introdukovaných rostlin. Květ tohoto druhu ztratil jeho základní roli pro zachování populace druhu v novém areálu.

morfologie diaspor

Vztahem morfologie propagulí a invazivnosti rostlin se podrobně zabývá Moravcová et al. (2010). Její výsledky naznačují, že invazivní druhy se významně liší od neinvadujících v charakteristice propagulí, a to bez ohledu na vliv fylogeneze. Autorka dochází k závěru, že invadéři mají zaoblenější a lehčí propagule a větší plodnost (na jedince i na populaci). Krom toho, že jich vytvářejí větší množství, vyznačují se také obecně lepší schopností hydrochorie. Poslední 2 rozdíly však byly poněkud nevýrazné. Dle použitého modelu mají invazivní druhy propagule schopné plout ve vodě po delší dobu než neinvazivní. Studie Moravcové et al. (2010) dále naznačuje, že propagule přizpůsobené epizoochorii mají, také mají dobrou schopnost hydrochorie. Oba tyto způsoby migrace jsou výhodnější pro druhy s většími propagulemi. Naopak schopnost anemochorie pozitivně koreluje se vznášivostí. Podle této studie většina změn v invazivitě je spojena s variabilitou jednotlivých druhů v rámci rodů. To znamená, že předpověď, zda se druh stane invazivní, nemůže být založena na vlastnostech mezi příbuznými druhy na vyšších taxonomických úrovních. Fenner (2000) předpokládá, že 2

způsoby šíření pro jeden druh jsou dány hmotností semen, kdy těžší semena jsou přepravována obratlovci.

Častým modelem současných studií zabývajících se šířením invadérů v závislosti na jejich morfologii je *Impatiens glandulifera*. Clements et al. (2008) zjistil, že 1 rostlina produkuje až 2500 semen, které boleautochoricky (rozštělem) dokáže rozptýlit do okruhu 5m, čímž mohou vznikat husté monotypické porosty, které potlačují domácí rostliny. Dálková doprava semen je usnadněna člověkem a vodou. Hydrochoricky semena cestují u dna řeky a pouze během záplav jsou rozmístěna na březích. Navíc je pravděpodobné, že druh rozšiřují také zvířata (Pyšek et Prach 1995), čemuž napomáhá lepkavý povrch semen (Slavík 1995). Rychlost šíření *I. glandulifera* byla kvantifikována v řadě studií, kde je celkově hodnocena jako invadér s jedním z největších sekundárních areálů. Např. Pyšek et Prach (1993) zjistili, že se šíří mnohem rychleji ve srovnání s rovněž invazním bolševníkem velkolepým. Schleicher et al. (2011) předpokládá posun od velkého významu šířitelnosti semen v iniciačních stádiích sukcese k velké důležitosti kompetičních vlastností v pozdních stádiích.

Druhy, které rostou v říční nivě a zároveň se uchycují na povodňovém náplavu dobře plavou. Bývají častěji zastoupeny ve vegetačním krytu než druhy se semeny špatně plovoucími. Semena některých druhů dokáží klíčit již ve vodě, což jim umožňuje plavat a neklesnout ke dnu po delší dobu (Peterová 2005). Jako prostředek transportu diaspor fungují hlavně slabší povodně umožňující sedimentaci lehčího materiálu. Semenná banka říčních náplavů má trvalý charakter na rozdíl o luk, kde mají semena krátkou klíčivost (Janoušková 2001).

Kopecký (1961) považuje za důležitou vlastnost semen apofytů chrastice rákosovité a kopřivy dvoudomé jejich schopnost přežít časté střídání ekofází a jejich velmi rychlé klíčení po diseminaci.

fenotypová plasticita

Nejvýznamnějším expandérem studovaného území říční nivy je *Phalaris arundinacea* (chrastice rákosovitá). Výsledky a fylogenetické studie Brodersena et al. (2008) naznačují, že její fyziologické vlastnosti mohou být velmi konzervativní a méně náchylné ke změnám v důsledku hybridizace a jejich případné rozdíly mezi nativními a invazními genotypy nemusí být zodpovědné za invazivnost. Introdukovaná česká populace reagovala intenzivní produkcí a prostorovým šířením. Alokace asimilátů do stonků a listů je důležitá vlastnost umožňující schopnost soutěžit o prostor a světlo, a tento proces rovněž umožňuje vysokou konkurenceschopnost *P. arundinacea*. Podle Brodersena et al. (2008) mohou hrát důležitou roli

v úspěchu *P. arundinacea* v rámci svého invazivního areálu morfologické znaky a obranné sekundární produkty metabolismu.

Lavergne et Molofsky (2004) popisuje naopak vysokou morfologickou a fyziologickou plasticitu chrastice rákosovité, v jejímž důsledku je tento druh vysoce agresivní v širokém spektru ekologických podmínek. K úspěšnému šíření chrastice přispívá i její schopnost měnit růstové strategie v závislosti na převažujícím vodním režimu (Conchou et Pautou 1987). S výše uvedenými poznatky je poněkud v rozporu studie Pracha (1993), která popisuje střídání dominance chrastice a kopřivy v závislosti na změnách vodního režimu. Podle již zmíněné vysoké schopnosti fenotypové plasticity a schopnosti široké adaptace na ekologické podmínky by se dalo předpokládat, že v domácích podmínkách nebude chrastice ohrožována kolísáním vody alespoň v rámci podmínek říční nivy. Při srovnání s citovanými studiemi se však zdá, že v sekundárním areálu se tento druh chová mnohem agresivněji.

K tvorbě monodominantních porostů chrastice přispívá její častá zimní aktivita, která nemusí být během roku přerušena a je důležitá pro rychlost expanze (Kopecký 1961).

Šrůtek (1993) studoval fenotypovou odpověď na měnící se výšku hladiny podzemní vody u dalšího expandéra – *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá). Množství živé biomasy se snižovalo se stoupajícím nasycením půdního profilu vodou. Na pokles hladiny reagoval tento druh vyšší variabilitou oddenků a způsobu větvení nadzemních částí, přičemž počet oddenků koreluje s celkovou nadzemní biomasou, ale ne s výškou rostlin.

B. orientalis je neklonální vytrvalý hemikryptofyt. V blízkosti růžice je hlavní kořen rozdělen do několika kořenových hlav. Kořenový průměr koreluje s věkem rostliny (Křivánek et Kovář 2002). Z podzemních fragmentů může rukevník bohatě regenerovat, což je dobrá adaptace na antropogenně disturbovaná stanoviště (Dietz et al. 1999b). Tento druh je příkladem, že i neklonální rostlina může být úspěšným invadérem.

Vysoká růstová plasticita dává rukevníku východnímu schopnost vyrovnat se s vysokou mezidruhovou kompeticí (Dietz et al. 1999b). Podle závěrů morfologicko-ekologické studie tohoto autora rostliny pod nízkým konkurenčním tlakem měly bohatou nadzemní produkci. Naopak intenzivní konkurence výrazně negativně ovlivnila regeneraci a růst. Poměrně hustý zápoj dokonce zabránil imigraci a ecesi nových jedinců. Při zvýšené dostupnosti zdrojů po intenzivní disturbanci dosáhl rychle *B. orientalis* své původní nadzemní produkce. Zajímavým zjištěním bylo, že za těchto výrazně lepších podmínek dosáhl reprodukční proces intenzity, která odpovídal dvěma předchozím růstovým obdobím.

Výsledky této studie ukazují, že mladé rostliny *B. orientalis* jsou robustní a efektivně využijí zvýšený přísun živin pro rychlý růst a časnou reprodukci, ačkoli je tento druh poměrně dlouhověký

ecese a přežívání semenáčků

Reakci semenáčků chrastice na příkon světla a dostupnost dusíku studoval např. také Iannone et Galatowitsch (2008) s cílem zjistit možnosti obrany proti její zpětné reinvazi. Zjistili, že vysoce pokryvné původní druhy snížily příkon světla a snížily uchycení semenáčků *Phalaris a.* až o 89%, ale rovněž cílového žádoucího společenstva. Krátkodobé snížení dostupného N se projevilo zpožděním tvorby semenáčků chrastice a snížením jejich uchycení o 59%, ale neovlivnilo tvorbu semenáčků cílového společenstva, které redukovalo uchycení semenáčků chrastice stejně účinně jako alochtonní krycí plodiny. Tyto výsledky naznačují, že pouze snížením dostupnosti N se omezí tvorba a růst jejich semenáčků. Na rozdíl od *Phalaris a.* byla tvorba, uchycení a růst semenáčků autochtonního společenstva omezena více světlem než dusíkem. Boedeltje et al. (2004) uvádí, že vegetativní i generativní diaspory chrastice se šíří stejně dlouho, a mají tedy stejnou možnost ecese na nové ploše. Dietz et al. (1999b) provedl přesazovací experiment, jehož výsledkem bylo 90% úspěšnost v uchycení vysazených juvenilních jedinců a pouze 10% úspěšnost růstu přímo ze semenné banky. Zároveň však všechny rostliny měly nízkou úmrtnost.

Kopecký (1961) ve své studii věnované porostům chrastice rákosovité dokazuje, že již etablovaný porost facilituje uchycení dalších semenáčků tím, že zachytává jemné částice, které jsou pro vyklíčení obilek ideální.

Velice závažným faktorem ovlivňujícím vznik nové kohorty jedinců jsou povodně. Obecně platí, že důsledky záplav pro rostliny závisí na fázi jejich ontogenetického vývoje. Např. semenáčky dalšího expanzivního druhu - kopřivy dvoudomé - tolerují velmi krátkodobé záplavy na jaře a v létě. Na rozdíl od dospělých rostlin, jsou silně zranitelné při stejné délce záplav (Klimešová 1994).

vliv patogenů

Velice významným faktorem ovlivňujícím invazivnost rostlin jsou **patogeny**. Mitchell et al. (2010) porovnával působení patogenů na vybrané druhy rostlin v jejich primárním a invazivním areálu. Stres-tolerance, historie zemědělského využití území a diverzita stanovišť jsou nejdůležitější faktory, které vysvětlují diverzitu patogenů v domácím areálu hostitelů. Zjistil, že jejich množství se v domácím areálu zvyšuje s počtem typů obsazených stanovišť, a

z toho nejvíce na půdách dříve zemědělsky využívaných. Výrazně větší afinitu mají také k rostlinám, které nejsou stres-tolerantní. Výrazné uvolnění tlaku patogenů na neofyty při jejich invazi Mitchell et al. (2010) vysvětluje především geografickým rozsahem a minimální dobou pobytu, které jsou podle něj mnohem důležitější než faktory biologické. Mnoho přirozených nepřátel nepůvodních druhů je druhově nespecifických a napadá více sympatrických hostitelů včetně autochtonních (cf. Kelly et al. 2009). Gilbert et Webb (2007) formulují názor, že kvalitativní množství patogenů je nezávislé na fylogenezi hostitele, což ovšem nemusí platit pro jejich kvantitu. Introdukované druhy, které jsou více příbuzné s domácími, mohou akumulovat více přirozených nepřátel (cf. Mitchell et al. 2006).

Blumenthal et al. (2009) se zabýval vztahem mezi adaptací hostitele na zdroje v novém prostředí a bohatostí patogenů na něj vázaných, a to na velkém množství evropských druhů naturalizovaných v USA. Z jeho studie vyplývá, že rostliny přizpůsobené lepší dostupnosti zdrojů hostily kvalitativně více patogenů také v jejich přirozeném areálu. Rostliny ze středně vlhkého prostředí hostily více hub než rostliny xerothermní a druhy nitrofilní hostily více virů než nitrobojní. Kromě toho rostliny považované za konkurenčně silné hostily více než 4x více hub a virů než stres-tolerantní druhy. Tyto výsledky naznačují, že zbavení se nepřítelů nejvíce přispívá k invazi rychle rostoucích druhů přizpůsobených k růstu v prostředí troficky úživném. V důsledku toho může úbytek nepřítelů a zvýšení dostupnosti zdrojů působit synergicky a favorizovat exotické druhy nad domácími.

Globální studie rostlinných vlastností naznačují, že rostliny čelí zásadnímu evolučnímu trade-off mezi zajištěním zdrojů a obranou (Wright 2004). Fine et al. (2004) je toho názoru, že rychle rostoucí druhy, které se přizpůsobily vysoké dostupnosti zdrojů, mají malou obranu proti nepřítelům, a proto profitují z jejich ztráty při introdukci v novém invadovaném prostředí.

5.2.2.4.2. Vliv disturbance

Nejvíce invazibilní společenstva jsou silně nebo často disturbována (Chytrý et Pyšek 2008). Alpert et al. (2000) zastává názor, že invazibilitu podporují spíše výkyvy disturbačního režimu charakteristického pro dané společenstvo než pravidelné narušování. Reakce rostlinného společenstva se liší v závislosti na typu narušení (Galatowitsch et al. 2000). Celkově lze říci, že aktuální antropogenní narušení mohou přispívat k vysoké genetické variabilitě, čímž podpoří přizpůsobivost invazivních druhů na často nepředvídatelné podmínky na narušovaných místech (Dietz et al. 1999a). Dietz et al. (1998) herbochronologicky studoval věkovou strukturu rostlin druhu *Bunias orientalis* (rukevnik

východní). Zjistil, že na zřídka narušovaných stanovištích vykazuje vysoký podíl starších jedinců (až 4-leté), zatímco na místech často narušovaných dominovaly 1- nebo 2-leté rostliny. Jejich velikost byla pozitivně a lineárně úměrná věku rostliny. Téměř všechny starší rostliny byly v reprodukčním stavu. Dále zjistil, že rovněž reprodukcující jedinci byli starší na lokalitách méně disturbovaných. To znamená, že údaje o věkové struktuře ukazují příznivý vliv antropogenního narušení stanoviště na vývin *B. orientalis*. Porost, kde dominovali mladí jedinci, měl vysoké riziko mortality, zatímco starší byly dostatečně velké a měly nízkou úmrtnost. Na rozdíl od spíše nenarušených porostů, sečené populace vykazovaly výrazné asymetrické věkové rozložení, tedy nepoměrně vyšší podíl mladých jedinců. Několik let po skončení disturbance populace *B. orientalis* vykazovala úzké věkové rozdělení, zřejmě v důsledku silného poklesu nově uchycených semenáčků po uzavření zápoje (Dietz et al. (1998).

Právě sečení je nejčastější a hlavně nejrozsáhlejší typ disturbance v nivě Tiché Orlice, která se na jejích určitých úsecích opakuje pravidelně a velkoplošně i 2x za rok. Rukevník východní se mimo drážní těleso vyskytuje jen sporadicky, což nejsou vhodné podmínky pro obdobnou populační studii. Na základě výše citované práce a dle terénních zjištění je však zřejmé, že stabilizovaná část zdejší populace, která se dlouhodobě a spontánně udržuje na náspu žel. dráhy a pravidelně dospívá do reprodukční fáze, zásobuje diasporami okolní ekologicky příhodná stanoviště. Disturbance (ať už antropogenní či přirozená) působí na uchycení a přežívání nově přichozích druhů do říční nivy protikladně – na jedné straně rozvolňuje zápoj stávající vegetace a vytváří tak prostor pro vývin semenáčků, na druhé straně je příčinou jejich velké mortality, a tedy i následné redukce množství fertálních jedinců, což může mít negativní vliv na celkovou etablovanost tohoto invadéra v novém prostředí. Chytrý et Pyšek (2008) rovněž zastávají názor, že pravidelné kosení spíše posiluje rezistenci louky vůči invazím a poukazují na fakt, že vegetační kryt rychle regeneruje a odčerpává živiny. Přerušení pravidelného kosení by tak mohlo invazi urychlit.

Např. Brodersen et al. (2008) uvádí na příkladu chrastice rákosovité, že otevřením vegetačního krytu se zvyšuje účinnost fotosyntézy, a tím i tempo růstu ve vysoce konkurenčním prostředí. K obdobnému závěru došli také Herr-Turoff et Zedler (2007), kteří zjistili, že propustnost světla přes zápoj se zvyšuje také s pravidelným trváním záplav a snižuje se s rostoucím obsahem přebytečných živin. Kercher et Zedler (2004) pokusně zjistili, že ztráta až šesti (sub)dominantních druhů ve společenstvu zvyšuje propustnost světla přes rostlinný kryt až o 400%. Disturbance mohou zvýšit také invasibilitu rezidentního mokřadního společenstva a iniciovat tak k tvorbě monocenózních porostů *Phalaris a.* Ovšem

při nejmenších disturbancích vegetační kryt původních druhů zůstává hustý a chrastice jej nepřerůstá. Dlouhodobé záplavy jsou mnohem důležitější než jiné faktory a nejvíce usnadňují invazi v kombinaci s živinami. Je také možné, že v případě absence delšího zaplavení mohly být vyzdvíženy z půdy živiny rezidentními rostlinami, což vedlo ke zvýšení dostupnosti živin pro chrastici rákosovitou. (Kercher et al. 2006). Velmi důležitý je však také časový režim záplav. Chrastice je jimi zvýhodněna v postreprodukční fázi, naopak povodně v době metání ji eliminují (Kopecký 1961).

Podle Galatowitsche et al. (2000) hydrologické změny skrze přívalové vody mohou snížit pokryvnost domácích trvalek ve stejném rozsahu jako antropogenní kultivace, ale introdukovány jsou druhy vytrvalé spíše než jednoletky – druhá část tohoto tvrzení je v rozporu se situací podél Tiché Orlice, kde nejvíce invaduje jednoletá *I. glandulifera*, jejíž silnou vazbu na povodňové náplavy prokázal Köppl (2001).

Evidentně tedy záleží na typu a intenzitě disturbance. Z tohoto pohledu sečení patrně nepůsobí jako skutečná disturbance ve prospěch uchycení semenáčků, jelikož nenarušuje zápoj bazální části vegetačního krytu, ale pouze odstraňuje nadzemní biomasu; naopak může podpořit fyziologickou aktivitu již etablovaných populací.

Pozoruhodný je také nález typicky synantropního druhu *Cymbalaria muralis* na náplavu v louce (viz foto 4 v příloze I). To opět dokazuje fakt, že povodeň může podpořit alespoň přechodný výskyt konkurenčně slabého druhu.

Účinky povodňových disturbancí na celkovou druhovou heterogenitu jsou komentovány v kap. 5.2.2.3.

5.2.2.4.3. Historicko-sociologické souvislosti

Chytrý et al. (2012) se pokusil o konstrukci mapy předpokládaného vývoje rostlinných invazí v průběhu tohoto století v Evropě s předpokládaným scénářem změn ve využívání půdy. Nejvyšší úroveň invazí model predikuje na orné a opuštěné půdě v evropských nížinách. Dle Chytrého et al. (2008) je účinek klimatu na úrovni invaze jednotlivých lokalit mnohem slabší než vliv využití půdy nebo stanoviště. Ačkoliv zemědělské plochy jsou vhodné zejména pro šíření mnoha alochtonních druhů (např. Pyšek et al. 2005), zajímavý trend pozoroval Pino et al. (2006), podle něhož sukcese na opuštěných polích může mít za následek snížení invazibility krajiny, protože během sekundární sukcese se snižuje podíl neofytů pod postupujícím tlakem konkurenčně silných autochtonních druhů. Tito dva autoři vlastně popisují tentýž rozpor, který se týká i výše uvedených protichůdných vlivů disturbancí na etablování populace rukevníku východního.

Údolí Tiché Orlice lze považovat za potenciálně ohrožené budoucím obráběním půdy, jak obecně predikuje Chytrý et al. (2012). Nicméně se tento způsob hospodaření nevyhnul ani popisovanému úseku říční nivy. Na plochách opuštěných v nedávné době, které postupně nabývají charakteru louky, invazní druhy (alespoň plně vyvinutí jedinci) viditelně absentují. Pravděpodobně lze takto pozorovat eliminaci semenáčků sečením jakožto pravidelnou disturbancí (cf. Dietz et al. 1998) a patrně také silící vliv stále hustšího zápoje domácích druhů, jak popisuje Pino et al. (2006). Když antropogenní disturbance působí synergicky s nárůstem dostupných zdrojů, více euryvalentní, rychle rostoucí a morfologicky plastické rostliny mohou invadovat velmi rychle (Kercher et al. 2006).

Vyšší míra invaze stanovišť nižších nadm. výšek také koresponduje s vyšší přepravou osob a zboží, která tam mnohem větší (Lonsdale 1999), což je případ také Tiché Orlice.

5.2.2.4.4. Vliv substrátu a dostupnosti zdrojů

Davis et al. (2000) vysvětluje invazibilitu biocenózy teorií fluktuace dostupnosti zdrojů, jejichž náhlé zvýšení zvyšuje pravděpodobnost invazí. Disturbance v invazibilních společenstvech způsobuje přechodný přebytek volných zdrojů, které pak nejsou plně využity vegetací. V jiných biotopech jsou dočasně přebytečné zdroje dodávány z okolí rychleji, než je původní vegetace stačí využít (hnojení, zavlažování). Naopak nejméně invazibilní biocenózy jsou málo disturbovány a současně limitovány malými zdroji (Chytrý et Pyšek 2008).

Úspěch rostlinných invazí může ovlivnit vztah rostliny a půdy. Např. Scharfy et al. (2010) experimentálně zjistil, že *Solidago gigantea* vyrábí více biomasy v bezkolencové louce než v jiných vlhkých typech. Je dosti zajímavé, že ve všech třech společenstvech vykazoval negativní zpětnou vazbu projevující se snížením produkce biomasy o 31 až 46% oproti stavu před jeho invazí na nový substrát. Přítomnost *S. gigantea* neovlivnila celkovou biomasu v žádném studovaném společenstvu ani dostupnost N a P v půdě. Velmi zajímavým výsledkem Scharfyho pokusu je zjištění, že výskyt zlatobýlu obrovského vedl ke snížení množství bakterií v půdě a naopak k nárůstu biomasy půdních hub. Experiment prokázal, že *S. gigantea* zvyšuje množství půdního C, čímž stimuluje růst plísň na úkor bakterií. Scharfy et al. (2010) dále předpokládá, že tyto houby (pravděpodobně patogeny) vyvolávají negativní zpětnou vazbu na růst *S. gigantea*, ale nepoškodí původní druhy. Patogeny tak stimulují tento invazní druh k tvorbě delších oddenků a podporují tím další invazi.

Vlivem invaze zlatobýlu obrovského na biogeochemické cykly ekosystému se zabývá např. Herr et al. (2007). Zjistil, že absorpce P nadzemní fytoomasou není u tohoto druhu výrazně vyšší, naopak v podzemních orgánech dochází na podzim k jeho akumulaci. Dochází tak

k imobilizaci čistého P tímto invadérem, a to i v množství převyšujícím skutečnou potřebu nadzemních orgánů v následujícím roce. Podle Webera et Jakobse (2005) se *S. gigantea* vyskytuje v širokém rozsahu půdních podmínek a je tedy nepravděpodobné, že jemné rozdíly v rozsahu půdního chemismu ovlivňují jeho současné rozšíření. V údolí Tiché Orlice ovšem tento druh nepatří mezi nejčastější neofyty a jeho výskyt je spíše sporadický.

Kercher et al. (2006) testoval důsledky povodní a přísunu sedimentů pro invazi *Phalaris arundinacea* do mokřadní vegetace. Nejprve původní druhy ustupovaly s prodlouženou dobou záplav a zvýšenou sedimentací. Tyto faktory naopak zrychlily nadzemní růst chrastice, jejíž biomasa se zvýšila 430krát. Dramatické rozšíření této klonální trávy ve druhém roce vedlo ke vzniku jejích monocenóz. Původní druhy pokračovaly v poklesu v 2. roce. Tyto výsledky jsou v souladu také s důkazy Greena et Galatowitsche (2002) o korelaci eutrofizace a snížení druhové diverzity. Rovněž Kercher et Zedler (2004) prokázali synergický efekt přísunu sedimentů s živinami a povodňového režimu na zvýšení invazivnosti.

Půdní typ má také významný a přímý vliv na podíl auto- a alochtonních druhů v daném území s výjimkou neofytů. Původní druhy bývají slabě zastoupeny na černozemích a nejvíce na fluvisolech. Výskyt archeofytů vykazuje opačný trend (Pyšek et al. 2005). V údolí Tiché Orlice podobný trend není patrný nejspíše díky malému zastoupení cenóz s vyšším podílem archeofytů. Výsledky naznačují, že na poměrné zastoupení těchto skupin mají vliv jiné faktory. Rovněž lze poukázat na dosti homogenní pedosféru říční nivy.

Peterová (2005) se zabývá proměnlivostí v ecesi rostlin v závislosti na říčních náplavech. Zjistila, že velká variabilita druhového složení klíčících semen na obsažených sedimentech je způsobena rozdílnou intenzitou záplav v každém roce. Kvalitativní složení bylo závislé na typu náplavu prostřednictvím vlhkosti a dostupnosti živin. Krátce po povodni se projevila přítomnost mnoha 1-letých a 2-letých druhů, které se však ve stávající vegetaci neuchytily. Na písčivém náplavu byla nejhojnější *Alopecurus pratensis*, na organickém *Arrhenatherum elatius* a na bahnitém *Plantago major* a *Myosoton aquaticus*. Citovaná studie dále prokázala větší podobnost druhové skladby juvenilních rostlin z náplavů a z louky oproti srovnání náplavů a pobřežního pásu. Peterová (2005) tento výsledek odůvodňuje dobou, kdy probíhaly záplavy. Tyto se konaly během fenologického optima lučních druhů. Semenná banka druhů pobřežního lemu neklíčila proto, že v ní byly obsaženy především fenologicky odlišné jarní geofyty a nitrofyty. Druhové složení náplavů se mění během let i během sezóny, protože se mění nabídka zralých semen a zároveň jsou variabilní průtoky během roku i meziročně (Anderssen et Nilsson 2002).

Zajímavá je práce Koppové (2001) studující vliv hloubky a textury povodňových sedimentů v louce na ecesi nových nebo regeneraci původních druhů. Autorka prokázala velký selekční význam těchto abiotických faktorů. Písčité náplavy zarůstaly podstatně rychleji než šterkovité. Druhy adaptované na zaplavení jako chrastice nebo psárka velmi dobře prorůstaly i silné náplavy (20cm). Chrastice však preferovala šterkovitou strukturu bez vazby na její mocnost. Dobře regenerovaly též geofyty, zejména orsej jarní reagoval velmi rychle.

Janoušková (2001) zkoumala změny semenné banky v písčítých a šterkovitých sedimentech. Zjistila, že jako prostředek transportu diaspor fungují menší povodně, které na rozdíl od enormních průtoků umožňují sedimentaci lehčího materiálu. Silný vodní proud semena také poškozoval, a ta ztrácela klíčivost. Parametry semenné banky v obou typech náplavů byly velmi podobné. Zajímavé bylo srovnání výskytu diaspor – zde Janoušková (2001) zjistila podstatně užší spektrum v sedimentu, které se ovšem postupně začalo diverzifikovat vlivem semenného deště z okolní louky, čímž se rozdíl mezi oběma mikrostanovišti podstatně zmenšily.

5.2.2.4.5. Dopad na opylovače

Zajímavý je vztah opylovačů k nově přichozím rostlinám. Pyšek et al. (2011) zjistil, že cizí flóra zavedená do střední Evropy obsahuje vyšší podíl insektogamních druhů a je spojena s vyšší rozmanitostí opylovačů na jeden druh. Z jeho pozorování vyplývá, že způsob opylování neofytů se během jejich naturalizace stával více podobný původním druhům, až se nakonec u obou těchto skupin nelišil. To naznačuje pozoruhodnou roli způsobu opylení v úspěšnosti invazi. Zároveň však autor tvrdí, že samoopylení podporuje šíření neofytů více než allogamie. Pyšek et al. (2011) tak dochází k závěru, že rozsah invadovaných stanovišť ovlivnila rozmanitost hmyzích opylovačů. Naopak regionálně běžné druhy pouze ovlivňovaly počet funkčních skupin opylovačů. Z toho vyvozuje logický závěr, že druhy rostlin, které byly přítomny delší dobu a obsadily širší spektrum biotopů než nové neofyty, měly vytvořeny silnější vazby s původními opylovači. Z výše citovaných zjištění lze usuzovat na probíhající koevoluci mezi invadujícími neofyty a autochtonním hmyzem.

Bartomeus et al. (2010) zkoumal, zda *Impatiens glandulifera* potlačuje původní rostlinná společenstva důležitá pro opylovače. Jeho data neposkytují žádný důkaz o tom, že by netýkavka žláznatá potlačovala původní nektarodárné rostliny. Zjistil zvýšenou návštěvnost čmeláků na netýkavce v intenzivní zemědělské krajině. Nicméně čmeláky velmi přitahuje *I. glandulifera* nezávisle na struktuře okolní krajiny. Divoké včely rovněž nebyly ovlivněny strukturou krajiny, ale bezprostředním množstvím květín. Netýkavka využívá fenologický

aspekt pozdního kvetení, čímž se stává pro hmyz snadno vyhledatelnou rostlinou. Bartomeus et al. (2010) tak došel k závěru, že rostlinné invaze mají důležitý vliv na vztah rostlin a opylovačů, ale působí v různých fázích květu. Nicméně sociální včely jsou velmi přitahovány tímto pozdně sezónním zdrojem.

Zcela opačného názoru jsou Chittka et Hubland (2001), podle nichž netýkavka žláznatá díky vysoké produkci nektaru snižuje plodnost domácích druhů.

5.2.2.4.6. Dopad na autochtonní společenstva

Xenospontánní společenstva se podílejí nezanedbatelnou měrou na tvorbě rostlinného pokryvu. Jsou přírodním pokračováním situace iniciované antropogenním zásahem. V těchto případech je třeba hovořit o *transformaci* společenstva, kterou by nebylo zcela správné nazývat sukcesí (Ponert 1980). V případě expanze se již jedná o sukcesí v pravém slova smyslu. Blažková (2003) rozlišuje 3 fáze sukcese bezlesí podle dopadů expandujících druhů na předchozí biotop. Jako 1. fázi označuje počáteční období po přerušení hospodaření, kdy přibývá robustnějších druhů. V nivě Tiché Orlice se tato fáze projevuje utvářením vegetace sv. *Aegopodion podagrariae* s dominancí kopřivy a bršlice. Druhá fáze se vyznačuje šířením „sveřepých“ druhů, které vytvářejí mohutnou soustavu zásobních orgánů. V malém množství již mohly být přítomny ve výchozím společenstvu, nebo expandují z okolí. Typickým představitelem je *Phalaris arundinacea*. Podle pojetí Blažkové (2003) se tedy většina lad v nivě Tiché Orlice nachází ve 2. sukcesní fázi. Sádlo et Pokorný (2003) se pokoušejí o jistý komplexní nadhled v historických souvislostech a považují expanze za přirozenou součást vývoje krajiny.

Invazivní rostliny, které nejvíce ohrožují biologickou rozmanitost, jsou ty, které rychle tvoří monodominantní porosty (Kercher et Herr-Turoff 2006). Názory na důsledky rostlinných invazí pro skladbu vegetace jsou dosti rozporuplné, což se týká rovněž nejvýznamnější zastoupeného invadéra v údolí Tiché Orlice – *Impatiens glandulifera* (netýkavka žláznatá), která se také zde plně inkorporovala do původních pobřežních společenstev a kterou Slavík (1995) již považuje za plně naturalizovaný neoindigenofyt s rozsáhlou ekologickou plasticitou. Jeho názor ve zde studovaném úseku řeky podporují četné nálezy výskytu druhu také mimo břehovou zónu, které tak potvrzují probíhající proces naturalizace. Obdobná situace je též u druhu *Bunias orientalis*, který je v údolí podél T. Orlice dosud silně vázán na čistě antropogenní biotopy (hlavně násep dráhy, případně navážky), ovšem i zde je již možno pozorovat pozvolný proces naturalizace, při kterém se rukevník snaží etablovat v (polo)přirozené luční vegetaci, zatím velmi nerovnoměrně až sporadicky. Ikdyž jsou oba

jmenované druhy svými ekologickými nároky dosud protikladné a vstoupily do této krajiny každý jinou migrační cestou, jejich distribuce v terénu napovídá, že se začínají šířit také směrem „proti sobě“ a pomalu rozšiřují spektrum invadovaných stanovišť. Tím se stávají hrozbou do budoucna i pro ostatní společenstva. Ikdyž zde *Bunias orientalis*, na rozdíl od netýkavky žláznaté, dosud vystupuje spíše jako epekofyt, jeho plná naturalizace je jen otázkou času. Jistý trend již potvrdili Křivánek et Kovář (2002) (viz kap. 5.2.2.2.2.). Jeho schopnost masivní invaze od dopravní komunikace do polopřirozeného prostředí výmluvně dokumentuje foto 36 v příloze I, který zachycuje chování tohoto druhu v Podkrušnohoří.

Na šesti řekách v ČR studovali tento vliv netýkavky žláznaté na pobřežní společenstva Hejda et Pyšek (2006). Podle jejich zjištění invaze nezměnila druhové složení, pokud jde o kvalitativní druhové složení, ale pouze se mírně změnila dominance druhů a patrovitost. Předpokládají, že *I. glandulifera* pouze převeze roli domácí vysoké nitrofilní dominanty (např. *Urtica dioica*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Chenopodium album* agg.), zatímco nižší druhy v podrostu nejsou prakticky ovlivněny. Takováto sezónní transformace společenstva byla v rámci této diplomové práce zachycena fyt. snímky rovněž u ekotonálních porostů chrastice rákosovité. Uvedení autoři pokusem zjistili, že jakmile je netýkavka žláznatá odstraněna, předchozí společenstvo se rychle obnoví. Studie těchto autorů tak podporuje názor, že dopad invaze *I. glandulifera* je mnohem méně dramatický než u ostatních invazních druhů, a tudíž nepředstavuje hrozbu pro rostlinnou diverzitu.

Touto problematikou se zabývali také Beerling et Perrins (1993), kteří naopak zjistili, že v invadovaných společenstvech může *I. glandulifera* téměř zcela eliminovat přirozené klonální dominanty. Podle Hulmeho et Bremnera (2006) dopad invaze netýkavky žláznaté je nejvýraznější pro druhy náročné na světlo, přičemž její rozsáhlý porost může snížit druhové bohatství až o 25%. Tato studie je tedy v protikladu k závěrům Hejdy et Pyška (2006). Na druhou stranu ukazuje, že i když *I. glandulifera* snižuje přirozenou druhovou rozmanitost v otevřených a často narušených břehových porostech, mnoho druhů negativně ovlivněných netýkavkou jsou rozšířené ruderalní druhy.

Rozdílnost názorů na význam invaze netýkavky žláznaté do původních břehových společenstev, na která je úzce vázána, dokumentují také Pyšek et Prach (1995), kteří situaci ještě nepovažovali za kritickou. Podle nich okupoval tento druh 56% délky větších řek v ČR, zatímco novější studie Malíkové et Pracha (2010) hovoří již o 77%. Přesto Pyšek et Prach (1995). Naopak Míkovský et Stýblo (2006) považují tento druh v současné době již za akutní nebezpečí zejména pro aluvia našich řek, kde představuje bezprostřední nebezpečí pro cenná společenstva. Navrhují eliminaci druhu alespoň v nejvíce ohrožených společenstvech a

v chráněných územích. Jistou výhodou při eliminaci by mohlo být, že se jedná o jednoletou bylinu, která netvoří bohatou semennou banku (cf. Grime et al. 1988).

Vysoká míra invaze také znamená zvýšení pravděpodobnosti výskytu invazivních škůdců (Rejmánek et Randall 2004). Oblasti, ve kterých se předpokládá vysoká míra invazí, mají větší pravděpodobnost, že získají nejen více cizorodých druhů, ale i další invadéry, které způsobují environmentální nebo ekonomické škody (Vilà et al. 2010).

Invaze mají mnohem komplexnější dopady na ekosystémy, nejen pouze na cenózy cévnatých rostlin. Vilà et al. (2011) provedl syntézu mnoha ekologických studií, ze které vyplývá, že cizí rostliny významně snižují fitness a pokryvnost autochtonních rostlin i živočichů, včetně jejich diverzity. Kercher et al. (2006) popisuje razantní úbytek autochtonních druhů během pozáplavového vývoje monocenózy klonální *Phalaris arundinacea* (viz kap. 5.2.2.4.2.), která je rovněž schopna způsobit výrazně negativní změny ekosystému (cf. Lavergne et Molofsky 2004). Stejnou reakci chrastice rákosovité zaznamenali také Kercher et Zedler (2004), kteří zjistili, že pod jejím invazním tlakem reaguje autochtonní společenstvo snížením biodiverzity po záplavě trvající nepřetržitě 4 týdny nebo déle. K tomu je v ostrém protikladu tvrzení Hejdy et Pyška (2006) o nepříliš významném negativním vlivu některých invadérů. Green et Galatowitsch (2002) jsou názoru, že floristické složení obnovených mokřadů je ovlivněno především přísunem dusičnanů spíše než chrasticí. V nivě T. Orlice nebyl prokázán negativní vliv expanzí na jarní efemeroidy, celkově však v jejich důsledku dochází k přeměně společenstev.

Hlavním faktorem určujícím invadovanost je vegetační typ. Většina travinných cenóz je invadována středně (Chytrý et Pyšek 2008). Rovněž na Tiché Orlici se projevuje expanze chrastice přednostně do mokřadních biotopů (viz graf 5).

5.2.2.5. efemeroidy

Přestože tato skupina rostlin sdílí ve studovaném území řadu stanovišť společně s expanzními/invazními druhy, má určitá specifika, která jsou pojednána v této kapitole (částečně též v kap. 5.2.2.2.).

Klíčovým faktorem při strukturování rostlinných populací je opad. Jeho vrstva tvoří mechanickou bariéru a často působí selektivně. Chemickým složením ovlivňuje růst rostlin tím, že uvolňuje prospěšné živiny nebo naopak alelopatické látky (Baltzinger 2012). Tento autor se věnuje účinkům opadu na druh *Anemone nemorosa* (sasanka hajní). Výsledky studie *ex situ* ukazují, že opad má velmi pozitivní účinky na růst oddenku, a také to, že rostliny byly pod jeho vlivem dosti morfologicky plastické a prodloužily jejich řapíky bez stresujícího

účinku na budoucí růst. Detrit usnadňuje perzistenci geofytů na stanovišti pravděpodobně tím, že chrání mladé prodlužující se listy před mrazem (cf. Facelli et Pickett 1991). Baltzingerova studie ověřila vysokou plasticitu oddenků, a zdůvodňuje tak jejich schopnost růst i pod listnatými dřevinami. Opad patrně i prodlužuje životnost nadzemních orgánů díky příznivým vlhkostním podmínkám (Donath et Eckstein 2008).

Citované studie se týkají vlivu opadu stromového v lesích, nicméně podél Tiché Orlice se efemeroidy vyskytují v širším spektru biotopů, tudíž jsou mimo olšiny vystaveny působení také detritu vyšších travin a bylin, přičemž často se jedná o konkurenčně silné apofyty. Strategie koexistence efemeroidů se silnými konkurenty o světlo již byla zmíněna. Ačkoliv je zde popsán pozitivní účinek detritu, v nivě Tiché Orlice se jarní geofyty běžně vyskytují i na sečených loukách, kde nedochází k hromadění stařiny. To nepopírá podpůrný účinek opadu na jarní geofyty, ovšem jistě zde nebude limitujícím faktorem jejich výskytu.

Reprodukční úspěšnost je významně korelována také s koncentrací živin v semenech. Příkladem gradientu v závislosti na geografické poloze je sasanka hajní. V jejích semenech se snižuje poměr N : P a koncentrace Ca v severních zeměpisných šířkách, naopak C : N se takto zvyšuje. Pokles koncentrace dusíku v semenech směrem na sever lze připsat jeho nižší dostupnosti v půdě (De Frenne et al. 2011).

Skupina efemeroidů je vázána jak na lesní, tak otevřená stanoviště, tedy na společenstva, která jsou často vystavována dosti odlišným vlivům. Reisch et Scheitler (2009) srovnávali klonální variabilitu orseje jarního (*Ficaria verna*) na loukách a v lesích. Zjistili, že je výrazně větší na pastvinách. Jako hlavní příčinu uvádějí sečení, které více rozptyluje pacibulky a podporuje tak rozšíření druhu mimo les. Analogii lze ve studovaném území Tiché Orlice najít mezi sečenými loukami a lady, případně břehovými porosty. Zde však pacibulky uvolněné sečením mohou být rovněž občas rozplavovány tekoucí vodou. K zajímavému zjištění došel Jung et al. (2008), podle něhož orsej jarní nejvíce investuje do generativní reprodukce při střední úrovni disturbance v důsledku zaplavení. Schopnost klonální reprodukce byla prokázána také u *Colchicum autumnale* (ocún jesenní). Tak se dokáže udržovat dlouhou dobu i za zhoršujících se životních podmínek. Z tohoto důvodu je velikost populace a podmínky stanoviště pro tento druh zásadnějším faktorem než fragmentace biotopu (Adriaens et al. 2009). Je možné, že toto tvrzení platí i pro dosti slabou populaci ocúnu na úseku Tiché Orlice, kde se vyskytuje na několika poněkud izolovaných mikrostanovištích.

5.3. Komentář k vybraným druhům

Smyslem této kapitoly je velmi stručně upozornit na výskyt jednotlivých taxonů, které byly zjištěny ve studovaném území, ovšem nebyly zachyceny fytocenologickým snímkem, nebo jejich přítomnost v souboru terénních dat nebyla v textové části komentována. Snahou je tedy zvýšit povědomí o některých elementech zdejší flóry, které stojí za pozornost z hlediska fytogeografického nebo kvůli jejich celkovému ohrožení. Tato kapitola se již nevěnuje druhům častěji komentovaných v jiných kapitolách. U ohrožených druhů jse uveden stupeň ohrožení podle Grulichy (2012).

Carex appropinquata (ostřice odchylná) [C3]

Druh zaznamenán na 3 lokalitách, vždy v počtu několika trsů, a to na mokřinách pod náspem železniční dráhy – Brandýs n. O. mezi koupalištěm a tratí, mezi cyklostezkou a tratí u hájovny v osadě Luh a pod elektrickým vedením na konci oblouku tratě před Kerharticemi. Druh je zde vázán na porosty vysokých ostřic (*Carex acuta*). Zřejmě se jedná o rezidua původně rozsáhlejšího výskytu. Umístění v hůře dostupném terénu umožňuje dosavadní přežívání druhu v tomto úseku nivy. Poslední jmenovaná lokalita je udržována občasnou eliminací dřevin.

Carex caespitosa (ostřice trsnatá) [C3]

Jediná zjištěná lokalita se nachází nedaleko předešlé na opačném konci oblouku tratě směrem k Bezpráví. Několik trsů přežívá v podrostu křovitých vrb těsně pod náspem. Vzhledem k vazbě druhů na podmáčená stanoviště lze předpokládat původně hojnější zastoupení.

Carex caryophyllea (ostřice jarní)

Druh indikující mezo- až subxerofytní stanoviště, proto je jeho přítomnost poněkud překvapivá. Zjištěn byl na vyvýšené části říční terasy v blízkosti řeky 1,5km od trafostanice u Kerhartic.

Carex pseudocyperus (ostřice nedošáchor) [C4a]

Ve studovaném území se vyskytuje pouze podél blízko mrtvého meandru před Kerharticemi, kde osidluje trvale zvodnělou terénní depresi. Stanoviště se svým charakterem podobá litorálu stojatých vod, kde má tento druh ekologické optimum.

Carex vulpina (ostřice liščí)

Vyhraněný porost as. *Caricetum vulpinae* se nachází v terénní depresi v komplexu aluviální psárkové louky 200m JZ od osady Luh. Ojediněle byl druh nalezen i v bližším okolí. Na přeplavované louce s občasným zdržením vody nachází ekologické optimum.

Colchicum autumnale (ocún jesenní)

Zejména ekologicky a diagnosticky zajímavý druh indikující střídavě provlčovaná stanoviště. V říční nivě má roztroušené zastoupení, lokálně však má populace vyšší hustotu. Zřejmě je také podporován režimem pasení. Fytocenologický význam je již komentován v kapitole 5.2.1.

Equisetum telmateia (přeslička obrovská)

Jediný izolovaný výskyt zjištěn u řeky mezi Pelinami a Mítkovem (fyt. snímek 147). Druh s nejasnou fytocenologickou vazbou. Obdobná stanoviště podél řek jsou pro něj typická.

Galium boreale (svízel severní) [C4a]

Vyskytuje se 450m V od tenisového hřiště v Mítkově, a to přímo pod náspem tratě ve velmi omezené populaci. Ekologicky diagnostický význam a syntaxonomická problematika tohoto druhu jsou diskutovány v kap. 5.2.1.1.2.

Galium elongatum (svízel prodloužený)

Hojně se vyskytuje v ostricových mokřadech, kde vytváří nižší vrstvu. Typický druh bahenní vegetace, který ovšem často bývá přehlížen kvůli jeho obtížnějšímu rozlišení od velmi podobného *G. palustre*.

Geranium phaeum (kakost hnědočervený)

Fytogeograficky zajímavý prvek flóry tohoto území, který sem migruje směrem od východu. Hojně se hojně vyskytuje zejména v břehové zóně, odkud jsou semena rozplavována do nivy.

Lunaria rediviva (měsíčnice vytrvalá) [C3]

Druh vyskytující se v suťových lesích na svazích obklopujících údolí Tiché Orlice. Často je splavován a při vyšších stavech vody migruje do nivy. Udrží se však jen v pobřežní zóně, zpravidla v podrostu doprovodných ošin. Nejvíce byl výskyt zjištěn mezi Bezprávím a Chocní.

Potentilla supina (mochna nízká)

Typický zástupce rostlin vlhkých narušovaných stanovišť a obnažených bahnitých substrátů se vyskytuje roztroušeně podél cyklostezky mezi Panským rybníkem a Bezprávím. Obnova její semenné banky je závislá na disturbanci provázející turistickou činnost v území.

Rudbeckia laciniata (třapatka dřípata)

Menší porost byl zaznamenán podél břehu řeky v blízkosti křížení s železnici. Jedná se o neofyt rozšířený do tohoto území poměrně nedávno. Lze očekávat jeho další šíření.

Solidago canadensis (svízel kanadský)

Neofyt hojně rostoucí na náspu žel. dráhy. Výskyt byl ovšem zaznamenán lokálně také v loukách v nivě řeky, pročež lze předpokládat, že u něj také probíhá proces naturalizace. Použitou metodou snímkování se takový trend v této práci nepodařilo statisticky prokázat.

Stellaria palustris (ptačinec bahenní) [C2b]

Typický druh ostricových mokřadů, ve kterých se řídce vyskytuje rovněž podél Tiché Orlice. Zaznamenán byl asi 1km od Kerhartic.

Lysimachia thyrsiflora (vrbina kytkokvětá) [C3]

Zjištěna v mokřadní olšině mezi dráhou a řekou u Panského rybníka.

Ulmus laevis (jilm vaz) [C4a]

Ojedinele se vyskytuje v olšině doprovázející řeku.

Veronica peregrina (rozrazil cizí)

Přítomnost tohoto jednoletého adventivního byla již zmíněna. Vzhledem k vazbě na narušovaná stanoviště lze předpokládat přechodný výskyt.

6. ZÁVĚR

Tato práce podává obraz aktuálního stavu vegetace na dně údolí Tiché Orlice mezi Chocní a Ústím nad Orlicí. Výzkum probíhal zejména v letech 2010 a 2011. Sledoval 2 hlavní cíle – zjistit biotopovou rozmanitost a zachytit současné trendy ve vývoji rostlinstva v tomto území. Jejich skloubení kladlo značné nároky na volbu a časové plánování metodických postupů.

Rostlinný kryt je zde analyzován na podkladě nového národního přehledu vegetace. Přínos této studie spočívá mimo jiné v tom, že ověřuje možnost aplikace formalizovaného systému středoevropské vegetace při její klasifikaci v lokálním krajinném měřítku. Variabilita biotopů vytyčeného úseku říční nivy je zachycena pomocí 321 fytocenologických snímků analyzovaných klasickou fytocenologickou metodou, z nichž 167 je rozděleno do 62 transektů.

Z výsledků práce vyplývá, že údolí Tiché Orlice je přírodovědecky hodnotné a na větší části svého území dosud uchovává biotopy s přirozenou druhovou skladbou. Převážně se jedná o typické aluviální louky, jejichž vznik i další existence je přímo závislá na součinnosti člověka a přírodních faktorů. Jejich kvalita je z pohledu fytocenologa velmi proměnlivá. Nachází se zde pravidelně sečené a druhově diverzifikované i ochuzené cenózy, ale také vývojová stadia, která lze již hodnotit jako jiné typy vegetace.

Z vlastních výsledků, ale též z výstupů podobných prací, které se uskutečnily v povodí Orlice, vyplývá, že hlavními imigračními cestami jsou řeka a železniční dráha. Autochtonní vegetace je pod neustálým tlakem invazních druhů, které se do ní snaží pronikat. Je zřejmé, že proces naturalizace probíhá nejen ve směru podélném s hlavním migračním biotopem, ale postupně též ve směru příčném k podélné ose údolí. Řeka a železnice tak vůči sobě působí protisměrně, protože každá z linií přivádí neofyty s primárně velmi odlišnými ekologickými nároky.

Nejvíce rozšířenými invazními druhy v údolí Tiché Orlice jsou *Impatiens glandulifera* a *Bunias orientalis*. První z nich je v této nové části areálu lépe aklimatizován, což je dáno jeho časnější imigrací skrze (polo)přirozená stanoviště. Druhý invazní druh se stále udržuje především na náspu tratě. Oba však jeví tendenci k plné naturalizaci v území, tedy k osídlení širšího spektra biotopů. K dosažení tohoto cíle je však nezbytně nutná adaptace na disturbanční režim sečených luk.

Výsledky diplomové práce lze shrnout do následujících bodů /závěry statistických analýz se týkají výhradně společenstev zachycených pomocí transektů/:

- ◆ v údolí Tiché Orlice byl zjištěn výskyt poměrně variabilní škály rostlinných společenstev, které byly klasifikovány do 37 asociací a dalších 3 fytocenóz hodnocených na vyšší úrovni;
na hydrickém gradientu se jedná o vegetační typy akvatické až mezofilní
- ◆ nejrozšířenějším typem jsou aluviální psárkové louky (*Poo trivialis-Alopecuretum pratensis*);
následují mezofilní kostřavovo-trojštětové louky (*Poo-Trisetum flavescentis*), významnější zastoupení si dosud udržují porosty vysokých ostřic asociace *Caricetum gracilis*
- ◆ největší druhovou diverzitu mají medýňkové louky a nejmenší ostřicové mokřady; vyjma posledně jmenovaného typu stanoviště ostatní vykazovaly jen nepatrné rozdíly
- ◆ nejcennějším spolehlivě rozlišeným společenstvem z hlediska celkového rozšíření je ve zkoumaném údolí as. *Caricetum appropinquatae*, cenóza s výskytem *Galium boreale* může být pozůstatkem kontinentálních zaplavovaných luk;
v lokálním měřítku stojí za pozornost též přítomnost porostu as. *Caricetum vulpinae* či mokřadní olšiny as. *Carici elongatae-Alnetum glutinosae*;
drastickou redukcí prodělaly mokřadní olšiny a jasanovo-olšové luhy
- ◆ nový formalizovaný národní přehled vegetace (cf. Chytrý 2007, 2009, 2011) dostatečně reprezentuje variabilitu vegetace studovaného území, je tedy použitelný v místním měřítku a zároveň zasazuje variabilitu místní vegetace do širšího kontextu; zvláště výhodný je koncept variant asociací, který přispívá k přehlednosti a efektivnosti terénního fytocenologického výzkumu;
jako jistá nevýhoda se při práci v údolí T. Orlice projevil fakt, že tento systém neklasifikuje nebo alespoň nekomentuje porosty s dominancí *Equisetum telmateia*
- expanzivní druhy mají tendenci se nejvíce šířit do ostřicových mokřadů, nejméně do medýňkových luk (*Holcetum lanati*); preferenci konkrétního společenstva se nepodařilo prokázat u druhů invazivních a efemeroidů
- druhová diverzita s rostoucí pokryvností expanzivních druhů signifikantně klesá; u invazivních druhů je patrný stejný trend, ačkoliv závislost není signifikantní
- počet expanzivních druhů a efemeroidů signifikantně klesá se vzdáleností od řeky (roste se vzdáleností od železnice), diverzita invadérů má v obou směrech klesající tendenci;

pokryvnost expanzivních druhů a efemeroidů signifikantně klesá se vzdáleností od řeky (roste s délkou od železnice), invazní druhy vykazují negativní korelaci s oběma liniemi

- vztah druhové diverzity efemeroidů a INV/EXP druhů není prokazatelný; pokryvnost efemeroidů je pozitivně korelována s pokryvností expandérů, vztah k pokryvnosti invadérů není průkazný
- železniční koridor funguje jako antropogenní migrační cesta neofytů a otevírá cestu k jejich naturalizaci, zároveň však do jisté míry izoluje některá autochtonní společenstva a chrání je tak před přímou likvidací; řeka je determinantou a nezbytným předpokladem další existence této říční krajiny, přímo ovlivňuje existenci všech přirozených společenstev v její inundační zóně, současně je přirozenou linií, která umožňuje šíření vlhkomilných neofytů.

Do budoucna je možné navrhnout vhodné cíle eventuálních výzkumných projektů nejen pro povodí Tiché Orlice:

- pokusit se zmapovat v širším i navazujícím povodí rozšíření společenstev, které obsahují druhy indikující střídavě vysychavý vodní režim a provést jejich fytocenologickou analýzu
- sledovat proces naturalizace neofytů i jinými metodami než fytocenologickými (např. herbochronologie)
- sledovat postupující apofytizaci říční krajiny a včas navrhnout nápravná opatření
- zachytit výskyt všech cenných biotopů vázaných na řeku

Řeka a železniční dráha jsou dvě významné krajinné struktury, které zásadním způsobem ovlivňují vegetační pokryv v součinnosti s člověkem. Ačkoliv by se mohlo zdát, že je zde výrazný rozpor mezi čistě antropogenním výtvozem a přírodě blízkým stanovištěm, u obou linií byl zjištěn pozitivní i negativní vliv na autochtonní společenstva rostlin. Konzervační účinek železničního náspu spočívá především v horší technické dostupnosti mokřadů a také v omezení možnosti jejich meliorací. Příkladem může být fragment mokřadní olšiny u Perné nebo ostřicové mokřady s výskytem *Carex appropinquata*.

Údolí Tiché Orlice mezi Chocní a Ústím n. O. lze stále považovat za ekologicky relativně vyváženou říční krajinu s převahou extenzivního hospodaření. Proto by měl být uplatněn

maximálně šetrný přístup při plánované modernizaci dráhy, zejména s ohledem na mokřadní biotopy.

7. LITERATURA

- Adriaens D., Jacquemyn H., Honnay O. et Hermy M. (2009): *Conservation of remnant populations of Colchicum autumnale - The relative importance of local habitat quality and habitat fragmentation.* – Acta Oecologica 35/1: 69–82.
- Alpert P., Bone E. et Holzapfel C. (2000): *Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants.* – Persp. Pl. Ecol. Syst. 3: 52–66.
- Ambrož J. (1939): *Květena obnažené půdy rybníčné v oblasti třeboňské.* – Sborn. Přír. Klubu Jihlava 2: 3–84.
- Andersson E. et Nilsson C. (2002): *Temporal variation in the drift of plant litter and propagules in a small boreal river.* – Freshwater Biology 47: 1674–1684.
- Austin M.P. (1998): *An ecological perspective on biodiversity investigations: examples from Australian Eucalypt forests.* – Ann. Missouri Bot. Gard. 85: 2–17.
- Balatka B. et Sládek J. (1965): *Pleistocenní vývoj údolí Jizery a Orlice.* – Rozpravy ČSAV, Řada matematických a přírodních věd, 75/11: 3–74.
- Baltzinger M., Archaux F. et Dumas Y. (2012): *Tree litter and forest understorey vegetation: a conceptual framework to understand the effects of tree litter on a perennial geophyte, Anemone nemorosa.* – Annals of Botany 109/6: 1175–1184.
- Bartomeus I., Vila M. et Steffan-Dewenter I. (2010): *Combined effects of Impatiens glandulifera invasion and landscape structure on native plant pollination.* – J. Ecol. 98/2: 440–450.
- Beerling D.J. et Perrins J.M. (1993): *Impatiens glandulifera Royle (Impatiens Roylei Walp).* – J. Ecol. 81: 367–382.
- Blažková D. (1986): *Luční vegetace Průhonického parku.* – Bohemia Centr. 15: 53–77.
- Blažková D. (2003): *Rostlinné expanze při sukcesi na opuštěných loukách.* – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 38, Mater. 19: 75–82.
- Blažková D. (2006): *Co popisuje fytocenologie – odpověď.* – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 41: 129–132.
- Blumenthal D., Mitchell C.E., Pyšek P. et Jarošík V. (2009): *Synergy between pathogen release and resource availability in plant invasion.* – PNAS 106/19: 7899–7904.
- Boedeltje G., Bakker P., Brinke A.T., Groenendaal J.M. et Soesbergen M. (2004): *Dispersal fenology of hydrochorous plants in relation to discharge, seed repase time and buoyancy of seeds: the flood pluse koncept supported.* – J. Ecol. 92: 786–796.
- Bornette G. et Amoros C. (1996): *Disturbance regres and vegetation dynamics: role of floods*

- in riverine wetlands*. – J. Veg. Sci. 7: 615–622.
- Botta-Dukát Z., Chytrý M., Hájková P. et Havlová M. (2005): *Vegetation of lowland wet meadows along a climatic continentality gradient in Central Europe*. – Preslia 77: 89–111.
- Braun-Blanquet J. (1928): *Pflanzensoziologie*. – Springer, Berlin.
- Brodersen C., Lavergne S. et Molofsky J. (2008): *Genetic variation in photosynthetic characteristics among invasive and native populations of reed canarygrass (Phalaris arundinacea)*. – Biological Invasions 10/8: 1317–1325.
- Clements D.R., Feenstra K.R., Jones K. et Staniforth R. (2008): *The biology of invasive alien plants in Canada. 9. Impatiens glandulifera Royle*. – Canadian Journal of Plant Science 88/2: 403–417.
- Conchou O. et Pautou G. (1987): *'Modes of colonization of an heterogeneous alluvial area on the edge of the Garonne River by Phalaris arundinacea'*. – Regulated Rivers 1: 37–48.
- Culek M. [ed.] (1993): *Biogeografické regiony České republiky, mapový podklad 1 : 500 000*. – Český úřad zeměměřičský a katastrální, Brno.
- Culek M. [ed.] (1995): *Biogeografické členění České republiky*. – Enigma, Praha.
- Culek M. [ed.] (2005): *Biogeografické členění České republiky II*. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Černohous F. et Husák Š. (1986): *Macrophyte vegetation of eastern and northeastern Bohemia*. – Folia Geobot. Phytotax. 21: 113–161.
- Černý T. (2006): *Co popisuje fytocenologie? – odpověď*. – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 41: 135–141.
- Čuda J., Skálová H., Janovský Z. et Pyšek P. (2013): *Habitat requirements, short-term population dynamics and coexistence of native and invasive Impatiens species: a field study*. – Biological Invasions [in press.].
- Davis M.A., Grime J.P. et Thompson K. (2000). *Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility*. – J. Ecol. 88: 528–534.
- De Frenne P., Kolb A., Graae B.J. et Decocq G. [eds.] (2011): *A latitudinal gradient in seed nutrients of the forest herb Anemone nemorosa*. – Plant Biology 13/3: 493–501.
- Demek [ed.] (1965): *Geomorfologie českých zemí*. – ČSAV, Praha.
- Demek J. et Mackovčín P. (2006): *Zeměpisný lexikon ČR. Hory a nížiny*. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brno.
- Demuth S. (1993): *Impatiens glandulifera Royle 1834*. – Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, Stuttgart, 4: 201–204.
- Dietz H. et Ullmann A. (1998): *'Ecological application of 'Herbchronology': Comparative*

- stand age structure analyses of the invasive plant Bunias orientalis L.* – *Annals of Botany* 82/4: 471–480.
- Dietz H., Steinlein T. et Ullmann I. (1999b): *Establishment of the invasive perennial herb Bunias orientalis L.: An experimental approach.* – *Acta Oecologica* 20/6: 621–632.
- Dietz H., Fischer M. et Schmid B. (1999a): *Demographic and genetic invasion history of a 9-year-old roadside population of Bunias orientalis L. (Brassicaceae).* – *Oecologia* 120/2: 225–234.
- Domin K. (1940): *Třebovská brána a její význam pro genesi naší teplomilné (ponticko-panonské) vegetace.* Věda Přír., Praha, 20: 83–85.
- Donath T.W. et Eckstein R.L. (2008): *Grass and oak litter exert different effects on seedling emergence of herbaceous perennials from grasslands and wood-lands.* – *J. Ecol.* 96: 272–280.
- Douda J.: *Formalized classification of the vegetation of alder carr and floodplain forests in the Czech Republic.* – *Preslia* 80/2: 199–224.
- Duchoslav M. (1997): *The present state of meadow vegetation (Molinio-Arrhenatheretea) in the Morava river floodplain (Hornomoravský úval area).* – *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, Mater.* 15: 131–176.
- Dykyjová D. et Květ J. [eds.] (1978): *Pond littoral ecosystems.* – Springer Verlag, Berlin/Heidelberg/New York.
- Facelli J.M. et Pickett S.T.A. (1991): *Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure.* – *The Botanical Review* 57: 1–32.
- Faltysová H. et Bárta F. (2002): *Pardubicko.* – In: Mackovčín P. et Sedláček M. [eds.]: *Chráněná území ČR, sv. IV.* – AOPK ČR et EkoCentrum, Brno, Praha.
- Fenner M. (2000): *Seeds. The ecology of regeneration in plant communities.* Ed. 2. – CABI publishing, Oxon.
- Fine P.V.A., Mesones I. et Coley P.D. (2004): *Herbivores promote habitat specialization by trees in Amazonian forests.* – *Science* 305: 663–665.
- Galatowitsch S.M., Whited D.C., Lehtinen R., Husveth J. et Schik K. (2000): *The vegetation of wet meadows in relation to their land-use.* – *Environmental Monitoring and Assessment* 60/2: 121–144.
- Gilbert G.S. et Webb C.O. (2007): *Phylogenetic signal in plant pathogen–host range.* – *PNAS* 104/12: 4979–4983.
- Green E.K. et Galatowitsch S.M. (2002): *Effects of Phalaris arundinacea and nitrate-N addition on the establishment of wetland plant communities.* – *J. Appl. Ecol.* 39/1: 134–144.

- Grešková A. et Lehotský M. (2007): *Vplyv lesných brehových porastov na správanie a morfológiu riečneho koryta*. – *Geomorphologia Slovaca et Bohemica* 1: 36–42.
- Grime J.P., Hodgson J.G. et Hunt R. (1988): *Comparative plant ecology: A functional approach to common British species*. – Unwin Hyman, London.
- Gulich V. (2012): *Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition*. – *Preslia* 84: 631–645.
- Hadač E. (1978): *Ruderal vegetation of the Broumov basin, NE. Bohemia*. – *Folia Geobot. Phytotax.* 13: 129–163.
- Hadač E. (1980): *Problémy klasifikace kryptogamických společenstev*. – *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 15, Mater. 1: 69–72.
- Hadincová V. (1996): *Vodní retenční kapacita půd nivních luk*. – *Příroda*, Praha, 4: 53–66.
- Hanáková P. et Duchoslav M. (2003): *Vegetace rákosin a vysokých ostřic (tř. Phragmito-Magno-Caricetea) nivy Moravy v Hornomoravském úvalu*. – *Čas. Slez. Muz., Ser. A*, Opava, 52: 75–87.
- Hédl R. (2005): *Co popisuje fytocenologie? O některých nedostacích střeoevropské fytocenologie*. – *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 40: 301–314.
- Hejda M. et Pyšek P. (2006): *What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation?* – *Biol. Conserv.* 132/2: 143–152.
- Hejný S. et Slavík B. (1997): *Květena České republiky I*. Ed. 2. – Academia, Praha.
- Hejný S., Kopecký K., Jehlík V. et Krippelová T. (1979): *Přehled ruderálních rostlinných společenstev Československa*. – *Rozpr. Čs. Akad. Věd, Ser. Mat.-Nat.*, Praha, 89/2: 1–100.
- Hennekens S.M. et Schaminée J.H.J. (2001): *TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data*. – *J. Veg. Sci.* 12: 589–591.
- Herr C., Chapuis-Lardy L., Dassonville N., Vanderhoeven S. et Meerts P. (2007): *Seasonal effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil pH and P fractions*. – *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 170/6: 729–738.
- Herben T. (1980): *Organizace společenstev mechorostů a její význam pro jejich klasifikaci*. – *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 15, Mater. 1: 73–76.
- Herr-Turoff A. et Zedler J.B. (2007): *Does morphological plasticity of the *Phalaris arundinacea* canopy increase invasiveness?* – *Plant Ecology* 193/2: 265–277.
- Holub J. (1980): *Význam ekologických a chorologických indikátorů pro charakterizaci rostlinných společenstev*. – *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 15, Mater. 1: 97–102.
- Hrouda L. (1997): *Oenanthe L.-halucha*. – In: Slavík B. [ed.]: *Květena České republiky* 5. – Academia, Praha.

- Hrouda L. (2000): *Veronica L.-rozrazil.* – In: Slavík B. [ed.]: Květena České republiky 6. – Academia, Praha.
- Hulme P.E. et Bremner E.T. (2006): *Assessing the impact of Impatiens glandulifera on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal.* – J. Appl. Ecol. 43/1: 43–50.
- Chittka L. et Hubland A. (2001): *Successful invasion of a floral market.* – Nature 411: 653.
- Chytrý M. (2000): *Formalizované přístupy k fytocenologické klasifikaci vegetace.* – Preslia 72: 1–29.
- Chytrý M. [ed.] (2007): *Vegetace České republiky 1. – travinná a keříčková vegetace.* Ed. 1. Academia, Praha.
- Chytrý M. [ed.] (2009): *Vegetace České republiky 2. – ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace.* Ed. 1. Academia, Praha.
- Chytrý M. [ed.] (2011): *Vegetace České republiky 3. – vodní a mokřadní vegetace.* Ed. 1. Academia, Praha.
- Chytrý M. et Otýpková Z. (2003): *Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation.* – J. Veg. Sci. 14: 563–570.
- Chytrý M. et Pyšek P. (2008): *Invaze v rostlinných společenstvech.* – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 43, Mater. 23: 17–40.
- Chytrý M., Pyšek P., Tichý L., Knollová I. et Danihelka J. (2005): *Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats.* – Preslia 77/4: 339–354.
- Chytrý M., Jarošík V., Pyšek P., Hájek O., Knollová I., Tichý L. et Danihelka J. (2008): *Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion.* – Ecology 89: 1541–1553.
- Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V. et Lustyk P. [eds.] (2010): *Katalog biotopů České republiky.* Ed. 2. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Chytrý M., Wild J., Pyšek P., Jarošík V., Dendoncker N., Reginster I., Pino J., Maskell L.C., Vilà M., Pergl J., Kühn I., Spangenberg J.H. et Settele J. (2012): *Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change.* – Global Ecol. Biogeogr. 21/1: 75–87.
- Iannone B.V. et Galatowitsch S.M. (2008): *Altering Light and Soil N to Limit Phalaris arundinacea Reinvasion in Sedge Meadow Restorations.* – Restoration ecology 16/4: 689–701.
- Janoušková P. (2001): *Ekologický význam náplavů v říční nivě.* – Ms. [Dipl. pr., depon. in Knih. Kat. Bot. PřF UK Praha].

- Jongepierová I., Jongepier J. W. et Klimeš L. (2004): *Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages*. – *Preslia* 76/4: 361–369.
- Jongepierová I. et Poková H. (2006): *Praktické a organizační aspekty při realizaci projektů obnovy druhově bohatých trvalých travních porostů (na příkladu Bílých Karpat)*. – *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 41, Mater. 21: 73–86.
- Jung F., Bohning-Gaese K. et Prinzing A. (2008): *Life history variation across a riverine landscape: intermediate levels of disturbance favor sexual reproduction in the ant-dispersed herb *Ranunculus ficaria**. – *Ecography* 31/6: 776–786.
- Kelly D.W., Paterson R.A., Townsend C.R., Poulin R. et Tompkins D.M. (2009): *Parasite spillback: a neglected concept in invasion ecology?* – *Ecology* 90: 2047–2056.
- Kercher S.M. et Zedler J.B. (2004): *Multiple disturbances accelerate invasion of reed canary grass (*Phalaris arundinacea* L.) in a mesocosm study*. – *Oecologia* 138/3: 455–464.
- Kercher S.M., Herr-Turoff et Zedler J.B. (2006): *Understanding invasion as a process: the case of *Phalaris arundinacea* in wet prairies*. – *Biological Invasions* 9/6: 657–665.
- Kirchner K. et Smolová I. (2010): *Základy antropogenní geomorfologie*. – UP Olomouc.
- Kočvarová M. (2005): *Význam adventivních pupenů na kořenech pro životní cyklus rukve bahenní (*Rorippa palustris*)*. – *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 40, Mater. 20: 103–111.
- Koch W. (1926): *Die Vegetationsseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz*. – *Jahrb. St. Gallischen Naturwiss. Ges.* 61/2: 1–144.
- Kolbek J. [ed.] (1999): *Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko 1. Vývoj krajiny a vegetace, vodní, pobřežní a luční společenstva*. – Academia, Praha.
- Kolbek J. [ed.] (2001): *Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko 3. Společenstva skal, strání, sutí, primitivních půd, vřesovišť, termofilních lemů a synantropní vegetace*. – Academia, Praha.
- Kolbek J. [ed.] (2003): *Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko 3. Společenstva lesů, křovin, pramenišť, balvanišť a acidofilních lemů*. – Academia, Praha.
- Kollmann J. et Banuelos M.J. (2004): *Latitudinal trends in growth and phenology of the invasive alien plant *Impatiens glandulifera* (Balsaminaceae)*. – *Diversity and distributions* 10/5-6: 377–385.
- Kopecký K. (1970a): *Vliv činnosti člověka na rozšíření *Chaerophyllum aromaticum* L. v údolí Divoké Orlice*. – *Ibid.* 5 : 86–90.

- Kopecký K. (1970b): *Neofyta v pobřežních cenosách Divoké a „Spojené“ Orlice v severovýchodních Čechách*. – Studie ČSAV, Praha, 7: 97-106.
- Kopecký K. (1961): *Fytoekologický a fytocenologický rozbor porostů Phalaris arundinacea L. na náplavech Berounky (Příspěvek k vlivu pobřežní vegetace na sedimentační činnost vodních toků)*. – Rozpr. Českoslov. Akad. Věd, Ser. Mat.-Nat., Praha, 71/6: 1–105.
- Kopecký K. et Hejný S. (1971): *Nitrofilní lemová společenstva víceletých rostlin severovýchodních a středních Čech. Příspěvek k teoretickým otázkám cenologie antropogenní vegetace*. – Rozpr. Českoslov. Akad. Věd, Ser. Mat.-Nat., Praha, 81/9: 1–125.
- Kopecký K. et Hejný S. (1973): *Neue syntaxonomische Auffassung der Gesellschaften ein- bis zweijähriger Pflanzen der Galio-Urticetea in Böhmen*. – Folia Geobot. Phytotax. 8: 49–66.
- Kopecký K. et Hejný S. (1980): *Deduktivní způsob syntaxonomické klasifikace rostlinných společenstev*. – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 15, Mater. 1: 47–50.
- Köppl P. (2002): *Expanze Impatiens glandulifera Royle po povodni z roku 1997 v prostoru říční nivy*. – Ms. [Dipl. pr., depon. in Knih. Kat. Bot. PřF UK Praha].
- Koppová J. (2001): *Znovuosidlování náplavů vegetací na aluviálních loukách (niva Tiché Orlice po dvousetleté záplavě r. 1997)*. – Ms. [Dipl. pr., depon. in Knih. Kat. Bot. PřF UK Praha].
- Kovář P. (1981): *The grassland communities of the southeastern basin of the Labe river. 1. syntaxonomy*. – Folia Geobot. Phytotax. 16: 1–43.
- Kovář P., Janoušková P., Koppová J., Köppl P. et Křivánek M. (2007): *River landscapes and extreme floods in Central Europe (1997, 2002): need for long-term research*. – Novit. Bot. Univ. Carol., Praha, 18: 71–90.
- Krahulec F. et Rejmánek M. (1980): *Ordinace a klasifikace fytocenóz*. – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 15, Mater. 1: 29–38.
- Krahulec F. et Lepš J. (1989): *Fytocenologie a současná věda o vegetaci*. – Preslia 61/3: 227–244.
- Křivánek M. et Kovář P. (2002): *Plants and parallel corridors in landscape: influence of river floods on expansion of invasive species Bunias orientalis L. into meadow communities*. – In: Abstract book, 15th Annual Meeting of the Section Plant Population Biology of the Society for Ecology of Germany, Switzerland and Austria, 9-12 May, 2002, Průhonice/Prague.
- Kubešová M., Moravcová L., Suda J., Jarošík V. et Pyšek P. (2010): *Naturalized plants have smaller genomes than their non-invading relatives: a flow cytometric analysis of the Czech*

- alien flora.* – Preslia 82/1: 81–96.
- Kučera T., Holub J. et Havlíček P. (2001a): *Vegetace ostružiníků Džbánu – regionální přehled.* – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 36: 117–131.
- Kučera T., Kočí M. et Chytrý M. (2001b): *Katalog biotopů České republiky.* Ed. 1. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Lavergne S. et Molofsky J. (2004): *Reed Canary Grass (Phalaris arundinacea) as a Biological Model in the Study of Plant Invasions.* – Critical Reviews in Plant Sciences 23/5: 415–429.
- Lellák J. et Kubiček F. (1991): *Hydrobiologie.* – Univerzita Karlova, Praha.
- Lonsdale M. (1999): *Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility.* – Ecology 80: 1522–1536.
- Lustyk P. [ed.] (2013): *Příručka hodnocení biotopů.* – AOPK ČR, Praha [non publ.].
- Máčka Z. et Krejčí L. (2006): *Plavená dřevní hmota (splávi) v korytech vodních toků - případová studie z CHKO Litovelské Pomoraví.* – In: Říční krajina, Olomouc, 4: 172–182.
- Malíková L. et PrachK. (2010): *Spread of alien Impatiens glandulifera along rivers invaded at different times.* – Ecohydrology & Hydrobiology 10/1: 81–85.
- Marstaller R. (1993): *Synsystematische Übersicht über die Moosgesellschaften zentral europas.* – Herzogia 9: 513–541.
- Míkovský J. et Stýblo P. [eds.] (2006): *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky.* – ČSOP, Praha.
- Mitchell C.E., Agrawal A.A., Bever J.D., Gilbert G.S., Hufbauer R.A. et Klironomos J.N. (2006): *Biotic interactions and plant invasions.* – Ecol. Lett. 9: 726–740.
- Mitchell C.E., Blumenthal D., Jarošík V., Puckett E.E. et Pyšek P. (2010): *Controls on pathogen species richness in plants' introduced and native ranges: roles of residence time, range size and host traits.* – Ecol. Lett. 13/12: 1525–1535.
- Moles A.T. et Westoby M. (2006): *Seed size and plant strategy across the whole life cycle.* – Oikos 113: 91–105.
- Moravcová L., Pyšek P., Jarošík V., Havlíčková V. et Zákravský P. (2010): *Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species.* – Preslia 82/4: 365–390.
- Moravec J. (1980): *Ekologické a geografické pojetí syntaxonů – dualita fytocenologického systému.* – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 15, Mater. 1: 59–62.
- Moravec J. [ed.] (1983): *Rostlinná společenstva České socialistické republiky a jejich ohrožení.* – Sev. Přír., Suppl. 1983/1: 1–110.

- Moravec J. [ed.] (1994): *Fytocenologie*. – Academia, Praha.
- Moravec J. [ed.] (1995): *Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení*. Ed. 2. – Sev. Přír., Suppl. 1995/1: 1–206.
- Moravec J. [ed.] (2000): *Přehled vegetace České republiky 2 – hygrofilní, mezofilní a xerofilní opadavé lesy*. – Academia, Praha.
- Neuhäusl R. (1963): *Allgemeine Fragen der phytozonologischen Terminologie*. – Preslia 35: 302–315.
- Neuhäusl R. (1980): *Teoretická povaha středoevropské fytocenologické klasifikace*. – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 15, Mater. 1: 13–20.
- Neuhäuslová-Novotná Z. (2003): *Přehled vegetace České republiky 4 – vrbotopolové luhy a bažinné olšiny a vrbiny*. – Academia, Praha.
- Neuhäuslová Z. et Moravec J. [eds.] (1998): *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky, 1 : 500 000*. – Academia, Praha.
- Oksanen J., Blanchet F.G. Kindt et al. (2012): *Program Canoco (ter Braak et Šmilauer 2002)*.
- Ordonez A., Wright I.J. et Olff H. (2010): *Functional differences between native and alien species: a global-scale comparison*. – Functional Ecology 24: 1353 – 1361.
- Orlói L. (1973): *Ordination by resemblance metrics*. – In: Whittaker R.H. [ed.]: *Ordination and classification of communities* – Handb. Veget. Sci. 5: 251–286.
- Orlóci (1978): *Multivariate analysis in vegetation research*. Ed. 2. – W. Junk, The Hague.
- Otýpková Z. (2006): *Vliv velikosti ploch pro sběr dat na analýzy diverzity vegetace*. – Ms. [Dis. pr., depon. in PřF MU Brno].
- Owen N.W., Kent M. et Dálie M.P. (2004): *Plant species and community responses to sand burial on the Machač of the Outer Hebrides, Scotland*. – J. Veg. Sci. 15: 669–678.
- Palmer M.W. (1994): *Variation in species richness: towards a unification of hypotheses*. – Folia Geobot. Phytotax. 29: 511–530.
- Peterová P. (2005): *Vztah plovatelnosti semen k pozáplavové diversitě rostlin v říční nivě*. – Ms. [Dipl. pr., depon. in Knih. ÚŽP PřF UK Praha].
- Pino J., Seguí J.M. et Alvarez N. (2006): *Invasibility of four plant communities in the Llobregat Delta (Catalonia, NE of Spain) in relation to their historical stability*. – Hydrobiologia 570: 257–263.
- Ponert J. (1980): *Důsledky pro teorii klasifikace a metodiku syntaxonomického výzkumu vyplývající ze studia společenstev xenofytů, ergasiofygotů a apofytů v Adžarii*. – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 15, Mater. 1: 133–135.

- Prach K. (1993): *Vegetational changes in a wet meadow complex, South Bohemia, Czech Republic*. – *Folia Geobot. Phytotax.* 28: 1–13.
- Prach K. (2008): *Vegetation changes in a wet meadow complex during the past half-century*. – *Folia Geobotanica* 43/2: 119–130.
- Prach K. et Wade M. (1992): *Population characteristic of expansive perennial herbs*. – *Preslia* 64: 45–51.
- Prach K., Pyšek P. et Šmilauer P. (1993): *On the rate of succession*. – *Oikos* 66: 343–346.
- Procházka F. et Kovář P. (1976): *Květena železničního uzlu v České Třebové*. – *Práce a Studie, Pardubice*, 8: 127–134.
- Pyšek P. et Prach K. (1993): *Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe*. – *J. Biogeogr.* 20: 413–420.
- Pyšek P. et Prach K. (1995): *Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera*. A century of spreading reconstructed*. – *Biol. Conserv.* 74: 41–48.
- Pyšek P., Kubát K. et Prach K. (2003a): *Předmluva: apofytizace krajiny jako přirozený proces?* – *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 38, Mater. 19: 2–4.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. et Jarošík V. (2003b): *Czech alien flora and a historical pattern of its formation: what came first to Central Europe?* – *Oecologia* 135: 122–130.
- Pyšek P., Jarošík V., Chytrý M., Kropáč Z., Tichý L. et Wild J. (2005): *Alien plants in temperate weed communities: prehistoric and recent invaders occupy different habitats*. – *Ecology* 86: 772–785.
- Pyšek P., Chytrý M., Moravcová L., Pergl J., Perglová I., Prach K. et Skálová H. (2008): *Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím*. – *Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 43, Mater. 23: 219–222.
- Pyšek P., Jarošík V., Chytrý M., Danihelka J., Kühn I., Pergl J., Tichý L., Biesmeijer J.C., Ellis W.N., Kunin W.E. et Settele J. (2011): *Successful invaders co-opt pollinators of native flora and accumulate insect pollinators with increasing residence time*. – *Ecological Monographs* 81/2: 277–293.
- Quitt E. (1971): *Klimatické oblasti Československa*. – *Studia Geographica, Brno*, 16.
- Reisch C. et Scheitler S. (2009): *Disturbance by mowing affects clonal diversity: the genetic structure of *Ranunculus ficaria* (Ranunculaceae) in meadows and forests*. – *Plant Ecology* 201/2: 699–707.
- Rejmánek M. et Randall R. (2004): *The total number of naturalized species can be a reliable predictor of the number of alien pest species*. – *Diversity and Distributions* 10: 367–369.
- Richardson D.M. et Pyšek P. (2006): *Plant invasions: Merging the concepts of species*

- invasiveness and community invasibility*. – Progr. Phys. Geogr. 30: 409–431.
- Rubín J. (1986): *Atlas skalních, zemních a půdních tvarů*. – Academia, Praha.
- Rychnovská M., Balátová-Tuláčková E., Úlehlová B. et Pelikán J. (1985): *Ekologie lučních porostů*. – Academia, Praha.
- Sádlo J. et Pokorný P. (2003): *Rostlinné expanze a vývoj krajiny v holocenní perspektivě*. – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 38, Mater. 19: 5–16.
- Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D. et Cílek V. (2005): *Krajina a revoluce*. – Malá Skála, Praha.
- Sádlo J., Chytrý M. et Pyšek P. (2007): *Regional species pools of vascular plants in habitats of the Czech Republic*. – Preslia 79: 303–321.
- Scalone R. et Albach D.C. (2012): *Degradation of sexual reproduction in Veronica filiformis after introduction to Europe*. – Evolutionary Biology 12: 233.
- Scharfy D., Gusewell S., Gessner M.O. et Venterink H.O. (2010): *Invasion of Solidago gigantea in contrasting experimental plant communities: effects on soil microbes, nutrients and plant-soil feedbacks*. – J. Ecol. 98/6: 1379–1388.
- Schleicher A., Peppler-Lisbach C. et Kleyer M. (2011): *Functional traits during succession: is plant community assembly trait-driven?* – Preslia 83/3: 347–370.
- Schustler F. (1918): *Xerothermní květena ve vývoji vegetace české. Studie rostlinogeografická*, Praha.
- Slavík B. (1995): *Rod Impatiens v České republice*. – Preslia 67: 193–211.
- te Beest M., Le Roux J.J., Richardson D.M., Brysting A.K., Suda J., Kubesova M. et Pyšek P. (2012): *The more the better? The role of polyploidy in facilitating plant invasions*. – Annals of Botany 109/1: 19–45.
- Skalický V. (1988): *Regionálně fytogeografické členění*. – In: Hejný S. et Slavík B. [eds.]: *Květena České socialistické republiky*, 1: 103–121. – Academia, Praha.
- Šimonová P. (2006): *Strategie vybraných geofytů při překonávání bariéry povodňového náplavu*. – Ms. [Dipl. pr., depon. in Knih. ÚŽP PřF UK Praha].
- Šrůtek M. (1993): *Distribution of the stands with Urtica dioica L. along the Lužnice river floodplain on the border between Austria and Czechoslovakia and land management*. – Vegetatio 106: 73–87.
- Štěrbá O. [ed.] (2008): *Říční krajina a její ekosystémy*. Ed.1. – Univerzita Palackého, Olomouc.
- Šumberová K. (2007): *Co víme o vegetaci tříd Isoëto-Nanojuncetea a Bidentetea v České republice?* – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 40/2: 195–220.

- Šumberová K. (2007): *Vegetace třídy Lemneta v České republice – kolik toho o ní víme?* – Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha, 42, Mater. 22: 5–17.
- Taylor D.R., Aarssen L.W. et Loehle C. (1990): *On the relationship between r/K selection and environmental carrying capacity: a new habitat templet for plant life history strategies.* – Oikos 58: 239–250.
- Tichý L. (2002): *JUICE 7.0, software for vegetation classification.* – J. Veg. Sci. 13: 451–453.
- Tichý L. (2004): *Uživatelská příručka aneb 78 otázek a odpovědí k funkcím programu JUICE (aktualizace pro verzi 6.1.34).* – PřF MU, Brno [non publ.].
- Toman M. (1990): *Das Werhältnis zwischen Artenzahl und Aufnahmeffache in der Phytozönologic.* – Feddes Repert. 101: 665–673.
- Tomášek M. (2000): *Půdy České republiky.* – Český geologický ústav, Praha.
- Underwood A.J. (1986): *What is a community?* – In: Raup D.M. et Jablonski D. [eds.]: *Pattern and processes in the history of life.* – Berlin.
- van der Valk A.G., Swanson S.D. et Nuss R.F. (1983): *The response of plant species to burial in free type sof Alaskan wetlands.* – Canadian Journal of Botany 61: 1150–1164.
- Vilà M., Basnou C., Pyšek P., Josefsson M., Genovesi P., Gollasch S., Nentwig W.O., Roques S., Roy A., Hulme D. et DAISIE partners (2010): *How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European cross-taxa assessment.* – Frontiers in Ecology and the Environment 8: 135–144.
- Vilà M, Espinar J.L. et Hejda M. (2011): *Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems.* – Ecol. Lett. 14: 702–708.
- Vítová A. et Lepš J. (2011): *Experimental assessment of dispersal and habitat limitation in an oligotrophic wet meadow.* – Plant Ecology 212/8: 1231–1242.
- Vlček V. [ed.] (1984): *Zeměpisný lexikon ČSR. Vodní toky a nádrže.* – Academia, Praha.
- Weber E. et Jakobs G. (2005): *Biological flora of Central Europe: Solidago gigantea Aiton.* – Flora 200: 109–118.
- Werner K.J. et Zedler J.B. (2002): *How sedge meadow soils, microtopography and vegetation reskond to sedimentation.* – Wetlands 22: 451–466.
- Westhoff V. et van der Maarel (1978): *The Braun-Banquet approach.* – In: Whittaker R.H. [ed.]: *Classification of plant communities.* – W. Junk. The Hague: 289–399.
- Wiens J.A. (1989): *Spatial scaling in ecology.* – Funct. Ecol. 3: 385–397.
- Wright I.J. [ed.] (2004): *The worldwide leaf economics spectrum.* – Nature 428: 821–827.

Zobel M. (1997): *The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence?* – Trends Ecol. Evol. 12: 266–269.

INTERNETOVÉ ZDROJE

[1] <http://www.geology.cz> (ČGS, aktualizováno 2012)

[2] <http://heis.vuvv.cz/>

[3] <http://mapy.nature.cz/>